

PRÍSPEVOK K HODNOTENIU EKOLOGICKEJ KOMPLEXITY A INTEGRITY EKOSYSTÉMOV

CONTRIBUTION TO THE ASSESSMENT OF ECOLOGICAL COMPLEXITY AND INTEGRITY OF ECOSYSTEMS

¹Peter SABO, ¹Ingrid TURISOVÁ, ²Martina ŠKODOVÁ,
³Leontína STRIEŽOVSKÁ, ⁴Zora SNOBKOVÁ

¹Katedra biológie a ekológie, Fakulta prírodných vied UMB, Tajovského 40, 974 01 Banská Bystrica,
email: Peter.Sabo@umb.sk

²Katedra geológie a geografie, Fakulta prírodných vied, Univerzita Mateja Bela, Banská Bystrica

³Katedra kvantitatívnych metód a informačných systémov, Ekonomická fakulta, UMB, Banská Bystrica

⁴Slovenský hydrometeorologický ústav, Banská Bystrica

Abstract

The presented monography is an attempt to contribute to the methodology of ecological complexity (EK) and ecological integrity (EI) assessment at the level of ecosystems and to verify and demonstrate the feasibility of this assessment in practice. As a part of its theoretical background is still rather new, the first chapter is devoted to the theoretical framework, with the emphasis on the theory of non-equilibrium thermodynamics of living systems and its significance. This includes also explanation of the EI concept and a short outline of the history and approaches to assess ecological integrity of ecosystems.

The second chapter presents a short review of starting points and available methodologies, which allowed us to build-up a new and holistic approach to ecological complexity and integrity assessment. This includes synthetic evaluation of the indicators of the functional and structural components of EK and EI. In the first case two indexes of solar energy dissipation and solar energy capture by individual ecosystems have been used, as well as two proxy indexes based on temperature of the ecosystem surface. The evaluation of the structural component puts together the assessments of the species diversity and the assessment of vegetation quality. The first one builds on both standard and less used indexes and the second one builds on indexes of vegetation hemeroby (indicated by vegetation synanthropisation and abundance of alien species), as well as nativeness and nature conservation value (indicated by representation of threatened and endemic species). Seven indexes forming this second group are original. Another added value of this chapter consists in systemic build-up of the synthetic indexes of complexity and integrity, which were built from the species diversity indexes with the input of all the other mentioned indexes.

To verify and demonstrate the feasibility of this approach we have realised experiments in six localities within the period 2009 – 2015, of which we have selected and presented here the results of applying the described methodology in two localities – one situated on the foothills of the Tematin hills in Považský Inovec Mts. and the second one on the terraces with non-forest vegetation in the mountain slopes above Štefanová settlement in Krivánska Fatra Mts. The most important chapters 3 and 4 are based on the selection of the results obtained in these localities. Chapter 4 includes some results which have been already published (which is denoted there) and new ones, developing the case further. Concerning indexes of solar

energy dissipation and solar energy capture, these distinctly increase towards higher successive stages (demonstrated in Tematin hills) and towards more wet ecosystems (wetlands, demonstrated in Krivánska Fatra). This underlines the ecological importance of forests and wetlands, but also species rich meadows in a landscape and their distinctive role in mitigating impacts of climate change. Calculations of our original partial indexes of hemeroby and quality of vegetation demonstrated their feasibility and their value in describing horizontal structure of the community in a relatively simple way.

Finally, it should be said that final, synthetic indexes of EK and EI should be understood as a tentative attempt to express EK and EI in an integrated way, which combines such different areas as are solar energy dissipation and hemeroby and quality of vegetation. We stress that these synthetic indexes require further methodological discussion and calibration which may lead to their further improvements.

Keywords: non-equilibrium thermodynamics, ecological complexity, ecological integrity, energy dissipation, species diversity, vegetation hemeroby

Pod'akovanie

Predložená monografia bola spracovaná v rámci grantu VEGA č. 2/0040/17 „Dynamika antropicky ovplyvnených biotopov nelesnej vegetácie v procese ekologickej obnovy“. Pri spracovaní sme však vychádzali z údajov získaných v auguste 2010 na okraji Tematínskych vrchov ako súčasť širšieho riešenia grantu APVV č. 0591-07 „Spustnuté pôdy a pustnutie krajiny Slovenska“ a grantu VEGA č. 01/0762/09 „Ekologická integrita krajiny a hodnotenie jej zmien v kultúrnej krajine vo vzťahu k ochrane biodiverzity a udržateľnému rozvoju v období globálnej klimateckej zmeny“. Vedecká grantová agentúra VEGA tiež poskytla finančnú podporu riešenia projektu 1/255/14 „Dynamika krajinnnej štruktúry, diverzity fytocenóz a indikácia rozptylu slnečnej energie vo vybraných ekosystémoch Národného parku Malá Fatra“, v rámci ktorého predstavovalo hodnotenie disipácie slnečnej energie ekosystémami v júni až v auguste 2015 nad osadou Štefanová jednu z hlavných riešených úloh.

Ďalej vyslovujeme poďakovanie vedeniu Správy Národného parku Malá Fatra a jeho odborným pracovníkom, konkrétne RNDr. Anne Dobošovej, RNDr. Michalovi Kalašovi a ďalším za ich ústretovosť a predovšetkým za účinnú spoluprácu pri terénnom výskume.

Naše poďakovanie patrí aj ďalším odborným spolupracovníkom, ktorí svojou vedeckou erudíciou, radami a konzultáciami výrazne prispeli k splneniu cieľov výskumného projektu, za túto spoluprácu ďakujeme predovšetkým RNDr. Eve Uhliarovej, CSc. a RNDr. Brunovi Jakubcovi, PhD.

Keďže hodnotenie ekologickej integrity je aj inštrumentálne pomerne náročné, za pomoc pri montáži a demontáži stožiarov a inštalácii snímačov ďakujeme Ing. Brunovi Jakubcovi, PhD., Ing. Jánovi Ligovi, PhD., Mgr. Martinovi Sabovi, PhDr. Ľudmile Sabovej a Mgr. Petrovi Trískovi, PhD.

Recenzentom publikácie, prof. Ing. Ivanovi Vološčukovi, DrSc. a Ing. Jánovi Pavlíkovi, PhD. ďakujeme za starostlivé prečítanie a za cenné pripomienky k predkladanej monografii.

Úvod – globálne zmeny a význam ekologickej komplexity

Zdá sa, že najvyššia biodiverzita na Zemi bola na úsvite priemyselného veku. Pred ním človek pretváral našu planétu zväčša iba v miestnom až regionálnom meradle, limitovali ho nevykonné technológie, malá veľkosť ľudskej populácie a jej vtedajšia nízka spotreba. Zásadnú zmenu odštartovala až priemyselná revolúcia. Rozvoj vedy, technológií a intenzívne využívanie zásob fosílnej energie viedli k bezprecedentnému materiálnemu bohatstvu, predovšetkým v priemyselne vyspelých štátoch. Globálne zmeny sa výrazne zrýchlili po roku 1950, preto sa toto obdobie nazýva aj Veľké zrýchlenie (*Great Acceleration* – STEFFEN et al. 2004); charakterizuje ho prudký rast ľudskej populácie (v roku 2017 dosiahla 7,54 miliardy, PRB 2017), urbanizácie, spotreby zdrojov, nástup nových technológií, prudký rast globálneho hrubého domáceho produktu (HDP) a medzinárodných investícií, spotreby energie, minerálnych hnojív, čerpania vody, priemyselnej produkcie, dopravy, telekomunikácií a medzinárodnej dopravy. Tieto exponenciálne rastúce socioekonomické trendy sa však premietajú do analogicky sa zrýchľujúcich procesov degradácie globálneho ekosystému (STEFFEN et al. 2004; 2015). Patrí k nim rast koncentrácií skleníkových plynov CO₂, N₂O a CH₄ a teploty zemského povrchu, acidifikácia oceánov, narušenie biogeochemických cyklov, úbytok biodiverzity, rozsiahle výrubys pralesov, úbytok lovených populácií morských rýb, znečisťovanie povrchových aj podzemných vôd a pobreží a ďalšie.

V roku 1987 Svetová komisia pre životné prostredie a rozvoj pod vedením Gro Harlem Brundtland zhodnotila globálny vývoj ako dlhodobu neudržateľnú a ako politický kompromis navrhla koncepciu udržateľného rozvoja (WCED 1991, NOVÁČEK 2010). Táto bola rozpracovaná v Agende 21 z Konferencie OSN o životnom prostredí a rozvoji, konanej v roku 1992 v Rio de Janeiro a v agende Budúcnosť akú chceme z konferencie Rio + 20 z roku 2012 (HECHT et al. 2012) a snaží sa vyvažovať jeho hlavné piliere – ekologický, ekonomický a sociálny. V roku 2015, bola v OSN prijatá Agenda udržateľného rozvoja do roku 2030 so sedemnástimi strategickými cieľmi (UN 2017). Koncepcia udržateľného rozvoja zásadne prispela k rozvoju materiálno a energeticky úsporných technológií, bezpočtu dobrovoľných aktivít, stratégií a environmentálneho práva. Globálnu degradáciu však nezastavila. O tom, že ľudstvo sleduje najhorší zo scenárov Meadowsových modelov známych ako „*Limity rastu*“ (NOVÁČEK & HUBA 1995), svedčia vedcami zozbierané a analyzované údaje (napr. TURNER 2008, RANDERS 2012). Na zvyšovanie rozsahu aj rýchlosti deštrukcie ekosystémov každoročne upozorňujú svetové environmentálne inštitúcie (napr. IUCN 2017, UNEP 2012, 2016, EEA 2015, 2017, WWF 2016) a tisíce vedeckých štúdií.

ROCKSTRÖM et al. (2009) identifikovali deväť kritických život udržujúcich systémov Zeme, pričom u niekoľkých z nich sme už prekročili ekologické limity. Prvý limit sa týka biodiverzity: súčasné tempo vymierania druhov 100 až 1000 násobne prevyšuje jeho prirodzené tempo určené podľa fosílnych nálezov (MACE et al. 2005). Narušený je aj globálny klimatický systém. Podľa Piatej správy o klimatickej sa priemerná globálna teplota zemského povrchu v období rokov 1850 až 2012 zvýšila o 0,85 °C (IPCC 2014). V Európe bola v roku 2016 teplota o 1,5 °C vyššia ako na úsvite priemyselnej revolúcie (EEA 2017). Na Slovensku sa v období 1881 – 2016 zvýšil trend rastu priemernej ročnej teploty ovzdušia 1,7 °C a ročné úhrny zrážok na juhu klesli miestami o vyše 10 % (LIESKOVSKÁ & NÉMETHOVÁ 2017). Juh Slovenska sa vysušuje a na celom území rastie výskyt prívalových dažďov, víchric, období dlhotrvajúceho sucha.

Ďalšie narušenia (ROCKSTRÖM et al. 2009) zahŕňajú biogeochemické cykly dusíka a fosforu: antropogénna fixácia dusíka z atmosféry dosiahla 140 mil. ton ročne, čo je 4-násobne viac ako je navrhnutá

bezpečná hranica tejto fixácie. Acidifikácia oceánov, pokles pH z 8,2 na 8,1 znamená zvýšenie kyslosti o zhruba 30 % a znižovanie nasýtenosti vody uhličitanom vápenatým (CaCO_3), ktorý je dôležitý pre tvorbu schránok morských živočíchov. Spotreba vody za posledných 50 rokov vzrástla na 2 600 km³ ročne, pričom 25 % veľkých riek má časť roka problém dotiecť až k moru. Z obývateľnej rozlohy povrchu kontinentov je už iba ¼ relatívne nenarušená, na ornú pôdu je premenených 12 % tohto povrchu. Rastie znečisťovanie ovzdušia aerosólmi a syntetickými chemikáliami (komerčne sa ich produkuje 250 tisíc druhov). Pozitívnym príkladom riešenia globálnych problémov je stratosférická ozónová vrstva, ktorá bola najviac zoslabená v polovici 90. rokov 20. storočia. Po prijatí účinných regulácií produkcie a spotreby látok, ktoré ju poškodzujú, sa už táto vrstva zotavuje.

Naša civilizácia sa stala rozhodujúcou silou, ktorá mení tvár Zeme (SABO et al. 2011b, SABO & COCHOVÁ 2012). Aj preto vedci navrhujú rozšíriť členenie štvrtohôr o novú epochu – Antropocén (ZALASIEWICZ et al. 2010, STEFFEN et al. 2011). V období bezprecedentného globálneho materiálneho bohatstva sa ocitáme na hrane ekologického a sociálneho kolapsu (DIAMOND 2008). Nie je ohrozený život na Zemi ako taký, fosílné záznamy dokladujú, že život sa po každom masovom vymieraní druhov vždy znovu rozvinul do ešte väčšej šírky (RAUP 1995, WILSON 1995), v hre je však budúcnosť ľudskej civilizácie.

K príčinám tohto vývoja patrí aj súčasná vedecká paradigma, ktorá dostatočne nepostihuje vysokú zložitosť živých systémov. Bohatstvo druhov a biotopov ani spektrum ekosystémových služieb (de GROOT et al. 2010, VOLOŠČUK 2013, SABO & REPISKÝ 2013), ktoré ľudstvu poskytujú, by neboli možné bez tejto komplexity, ktorá je najvyššia v nám známom vesmíre (REES 2004). Vysoká zložitosť spôsobuje, že správanie organizmov, spoločenstiev a ekosystémov je nelineárne, čo sťažuje prognózovanie ich vývoj a zvyšuje riziko náhlych zmien, napr. prechod globálneho ekosystému do takej postupnosti stavov, ktorá môže byť pre ľudskú populáciu nepriaznivá (BARNOSKY et al. 2012). Narušenia život udržujúcich systémov sa tiež synergicky zosilňujú: napr. strata prírodných a poloprírodných biotopov znamená aj úbytok absorbérov CO_2 a tým zosilnenie skleníkového efektu. Zalievanie krajiny betónom a asfaltom vedie k prehrievaniu takýchto plôch, čo opäť prispieva ku globálnemu otepľovaniu (TURISOVÁ et al. 2010). A klimatická zmena pôsobí negatívne na biodiverzitu: mení areály druhov, zloženie ekosystémov a zvyšuje počty ohrozených druhov (THOMAS et al. 2004). Našťastie, podľa KUHNA (1962) a GOLDSMITHA (1996) už žijeme v období posunu paradigmy. K nemu patrí prehodnocovanie teórií, priorít a rozvoj nových interdisciplinárnych odvetví ako je aj ekologická komplexita. V rámci nej sa napr. rastúca frekvencia, intenzita a následky meteorologických prírodných katastrof považuje za dôsledkok narušenia spracovania a distribúcie energie v krajine v dôsledku narušení ekosystémov (HESSLEROVÁ & POKORNÝ 2009).

V predloženej monografii sa venujeme hodnoteniu ekologickej komplexity (EK) a ekologickej integrity (EI) vybraných ekosystémov na úpätí Tematínskych vrchov v Považskom Inovci a na lúkach nad osadou Štefanová v Krivánskej Fatre, pričom vychádzame z meraní bilancie žiarenia v Považskom Inovci z leta 2010 a v Krivánskej Fatre z leta 2015. Za účelom porozumenia metodike a významu práce v časti 1 stručne približujeme jej teoretický rámec, s dôrazom na nerovnovážnu termodynamiku živých systémov. Túto časť dopĺňa aj veľmi stručný náčrt troch doterajších hlavných prístupov používaných k hodnoteniu ekologickej integrity ekosystémov.

Keďže náš prístup je možné považovať za pokus o obohatenie možností hodnotenia EK a EI, v časti 2 sumarizujeme stručne použité koncepčné východiská a metodické postupy hodnotenia ekologickej

komplexity a integrity ekosystémov. Súčasťou tejto časti sú vzorce pre výpočet jednotlivých parciálnych indexov, ktoré nám spolu dávajú obraz komplexity a integrity hodnotených ekologických celkov. Časť týchto vzorcov, konkrétne pre hodnotenie inváznosti, synantropizácie, pôvodnosti a prírodoochranej hodnoty spoločenstiev a ekosystémov je pôvodných, rovnako i vzorce syntetických indexov.

V časti 3 prezentujeme samotné výsledky hodnotenia ekologickej komplexity a ekologickej integrity ekosystémov na úpätí Tematínskych vrchov a v Krivánskej Fatre, vrátane početných grafov a tabuliek. Táto časť pre každé hodnotené územie pozostáva z niekoľkých logických celkov. Prvým je hodnotenie funkčnej zložky ekologickej komplexity a integrity ekosystémov na báze disipácie a / alebo zachytu slnečnej energie ekosystémami. Druhým je hodnotenie druhovej diverzity cievnatých rastlín ako parciálneho ukazovateľa štrukturálnej zložky ekologickej komplexity. Tretím je nepriame hodnotenie štrukturálnej zložky ekologickej integrity na báze hodnotenia hemeróbie a prírodoochranej hodnoty vegetácie skúmaných stanovišť.

1 Základný teoretický rámec koncepcií ekologickej komplexity a ekologickej integrity

Metodologickým problémom súčasnosti je dominujúci redukcionistický, mechanický prístup k skúmaniu sveta, ktorý sa vyhaňoval najmä od 16. a 17. storočia (CAPRA 1984, 1997). Redukcionizmus je legitímnou metódou vedeckého výskumu, problémom sa stáva až jeho absolutizácia, kedy sa z poznatkov o prvkoch systému pokúšame odvodiť obraz celku, ktorý tak bude nutne neúplný a fragmentovaný. Súčasťou posunu paradigmy je preto stále väčšie presadzovanie ekologických vied, rastúci dôraz na mapovanie vzťahov v ekosystémoch a v krajine, a na štruktúru a fungovanie celku.

Pre porozumenie zložitým organizmom, ekosystémom aj spoločnosti je potrebný systémový prístup, ktorý charakterizuje dôraz na štúdium štruktúry (prvkov systému a vzťahov medzi nimi), procesov a emergentných vlastností celku, ktoré nie je možné odvodiť sumáciou vlastností jeho prvkov. Všeobecná teória systémov sformulovaná biologom Ludwigom von BERTALANFFYOM (1968) je univerzálne aplikovateľná na ľubovoľný systém – biologický, ekologický, technický, sociálny aj ekonomický. Každý systém tvoria prvky a interakcie nižšej hierarchickej úrovne, súčasne sám je prvkom vnoreným do hierarchicky vyššieho celku (KOESTLER 1969). Napr. organely sú integrované do hierarchicky vyššieho celku bunky, bunky do tkanív a pletív, tie do orgánov, orgány do sústav, sústavy do organizmov. Organizmy sa organizujú do populácií a metapopulácií, miestne populácie do spoločenstiev a tie do ekosystémov. Topické ekosystémy sa integrujú do ekologických systémov krajín a eko-regiónov, tie do biómov až do hierarchicky najvyššieho celku, globálneho ekosystému. Táto teória predpokladá, že správanie všetkých entít v rozmanitých systémoch je podobné a je riadené spoločnými organizačnými princípmi. Cieľom je porozumieť tomu ako prvky v zložitých hierarchiách živých systémov spolu spontánne interagujú, rozvíjajú sa, udržiavajú a obnovujú, a organizujú sa do funkčného celku.

Pri hľadaní riešení dnešných výziev sa preto v ekológii a environmentalistike rozvíjajú koncepcie celostného, systémového prístupu, so snahou reflektovať vysokú zložitosť živých systémov. Už Aristoteles vedel, že „celok je viac ako suma jeho častí“ a jeho poznanie si vyžaduje aj celostné prístupy. Ich predpokladom je vysoká medziodborová spolupráca a integrácia, pričom aj na pomedzí veľmi rozdielnych odborov (napr. matematika, fyzika, kybernetika, biológia, ekológia, spoločenské a ekonomické vedy) vznikajú nové vedné disciplíny. Výskum princípov organizácie a fungovania zložitých živých systémov je dôležitý pre ich efektívny manažment a pre obnovu degradovaných a zničených

ekosystémov prostredníctvom obnovy ich komponentov a procesov. Prehliadanie zložitosti živých systémov totiž viedlo k tomu, že namiesto príčin krízy často riešime iba jej symptómy.

1.1 Ekologická komplexita a nerovnovážna termodynamika živých systémov

Moderná koncepcia komplexity ako miery zložitosti organizácie systému skúma spôsoby, akými zložité systémy vznikajú, organizujú sa, udržiavajú a rozvíjajú (LEVIN 2005). Ide o systémy, ktoré sa vyznačujú vysokými počtami a rozmanitosťou ich prvkov, interakcií a procesov, pričom prvky samotné môžu byť zložité systémy, ktoré sa vnášajú do hierarchicky vyšších systémov. Podstatou koncepcie komplexity je idea spontánnej autoorganizácie (samoorganizácie) jednotlivých prvkov prostredníctvom ich interakcií do vyšších funkčných celkov (KAY 2000). To predpokladá jednotnú organizačnú tendenciu zoskupovania jednoduchších prvkov do zložitejších štruktúr. Vysokú komplexitu charakterizuje prítomnosť veľkého počtu prvkov a ich rozmanitosť, rozmanitosť ich interakcií a sieťových štruktúr. Tieto štruktúry sa spontánne vnášajú, integrujú do ešte zložitejších celkov, vytvárajúc zložité postupnosti hierarchií (PROULX 2007). Na každej úrovni hierarchie sa vynášajú nové, emergentné vlastnosti systému (Jørgensen 2012), ktoré sú generované interakciami jeho prvkov – v ekosystéme interakciami organizmov navzájom a interakciami organizmov a ich prostredia. Správanie sa živého systému je nelineárne, je výsledkom zložitej súhry fyzickej štruktúry a v nej prebiehajúcich interakcií a procesov.

Zhrňme, že komplexita biologických a ekologických systémov (GREEN et al. 2006) sa prejavuje v raste ich štruktúrálnej a funkčnej resp. behaviorálnej komplexity v priebehu ich rastu, vývoja a reprodukcie. LÉVÉQUE & MOUNOLOU (2003) definujú tzv. biokomplexitu ako produkt veľkého počtu funkčných interakcií medzi biologickými entitami na všetkých úrovniach organizácie, ako aj interakcií s ich fyzickým, chemickým, biologickým a sociálnym prostredím. Iní autori dávajú prednosť termínu ekologická komplexita (EK), ktorý vyjadruje štruktúrálne a funkčnú zložitú ekologických systémov (PROULX 2007). Tak ako teória systémov aj štúdium komplexity živých systémov vychádza z predpokladu, že existujú spoločné organizačné princípy pre všetky živé systémy a že tieto princípy sú vedou poznateľné.

K pilierom teórie ekologickej komplexity patrí koncepcia nerovnovážnej termodynamiky živých systémov, ktorá vychádza z Prigoginovej nelineárnej dynamiky disipatívnych štruktúr (PRIGOGINE 1997). Jej základy položil Erwin Schrödinger v štúdiu „Čo je život?“ (SCHNEIDER & KAY 1995). Disipatívne štruktúry autoorganizačnými procesmi spontánne vytvárajú svoje usporiadanie v dôsledku tokov vysokokvalitnej energie do systému a autoregulačnými procesmi ho aj udržiavajú. Každý tok kvalitnej energie do živého systému ho totiž vychýľuje od bodu termodynamickej rovnováhy (nie ekologickej rovnováhy) s jeho prostredím. Aby sa so vzniknutým energetickým gradientom vyrovnal, systém musí prijímanú energiu konvertovať a disipovať. Disipatívne štruktúry sú teda vychýlené zo stavu termodynamickej rovnováhy tokmi vysokokvalitnej energie, v dôsledku čoho spontánne vytvárajú a udržiavajú svoje zložité usporiadanie, pričom do okolia exportujú menej kvalitnú, disipovanú energiu a tým zvyšujú jeho entropiu (NAVEH 1987, KAY 2000). Cenou za zvyšovanie vnútornej organizácie organizmu a ekosystému je teda export entropie do ich okolia, napr. v podobe tepla (JØRGENSEN 2012). Procesy, ktoré využívajú dostupnú energiu a transformujú ju na energiu nižšej kvality sa nazývajú disipatívne procesy. Čím je vychýlenie z termodynamicky rovnovážneho stavu väčšie, tým systém viac odoláva ďalšiemu vychýleniu, preto je reziliencia ekosystému v sukcesne vyššom štádiu vyššia ako v nižšom štádiu (napr. les vz. úhor). To znamená, že jeho autoregulačné mechanizmy sú sofistikovanejšie (SCHNEIDER & KAY 1995).

Koncepciu nerovnovážnej termodynamiky posunuli ďalej najmä SCHNEIDER & KAY (1994, 1995), JÖRGENSEN et al. (2007). V ich pohľade je biologická a ekologická komplexita spontánnou odpoveďou živého systému na konkrétny tok energie do systému a na iné dostupné prírodné zdroje. Čím je prísun energie do systému vyšší, tým viac sa s ním musí systém vysporiadať a preto vytvára zložitejšie disipatívne štruktúry a disipatívne procesy (za podmienky dostatku iných zdrojov, napr. v terestrickom ekosystéme najmä vlhky a živín, ULANOWICZ et al. 2006). To vysvetľuje napr. extrémne vysokú zložitosť tropických dažďových pralesov. Trend zvyšovania komplexity možno pozorovať v priebehu sukcesie aj biologickej evolúcie (ADAMI et al. 2000, WÜRTZ & ANNILA 2010). Mieru usporiadanosti systému, osobitne funkčnú (behaviorálnu) zložku komplexity, preto dobre indikuje schopnosť systému využiť slnečnú energiu na rozvoj vnútornej organizácie a súčasne jej časť v zmysle druhého termodynamického zákona transformovať na energiu nižšej kvality, t.j. disipovať (KAY 2000, 2001, 2002).

Účinnosť disipácie slnečnej energie ekosystémom sa premieta aj do jeho povrchovej teploty (čím vyššia disipácia, tým chladnejší povrch). Aj rastliny suchozemských ekosystémov mierneho pásma sú v horúcich slnečných dňoch vystavené tepelnému stresu a bez účinného mechanizmu ochladzovania ich povrchu by čelili hrozbe prehriatia a zvýšenia teploty ich povrchu až na 45 °C, čo je pre väčšinu rastlín letálne (CAIN et al. 2014). Rastliny sú preto nútené meniť svoju energetickú bilanciu adaptáciami, ktoré menia ich energetické vstupy a výstupy. Napr. plstnatý pokryv listov zvyšuje ich albedo a tým znižuje tok listami prijímaného slnečného žiarenia. Najdôležitejším mechanizmom, ktorý ochladzuje listy rastlín je však transpirácia (SLAVÍKOVÁ 1986, EISELTOVÁ et al. 2012). Napr. strom dokáže transpirovať stovky litrov vody denne, pričom transpirácia 100 l zodpovedá ochladzujúcemu efektu klimatizácie s príkonom 70 kWh (ELLISON et al. 2017). K dobrým proxy indikátorom disipácie slnečnej energie preto patria aj indikátory teploty povrchu a jej zmien v konkrétnom časovom intervale resp. pri konkrétnych tokoch žiarenia smerujúceho do ekosystému (LUVALL & HOLBO 1989).

1.2 Ekologická integrita a možnosti jej hodnotenia

Odpoveďou na vysokú zložitosť života a novým cieľom manažmentu ekosystémov je ekologická integrita (EI). Udržanie adekvátnej zložitosti a integrity ekosystémov je základom toho, aby v nich mohli prebiehať prirodzené biologické a ekologické procesy a aby tieto ekosystémy mohli ľudskej spoločnosti poskytovať rozmanité služby (de GROOT et al. 2010; POTSCHIN & HAINES-YOUNG 2011). LEO & LEVIN (1997) definujú ekologickú integritu ako mieru celistvosti a funkčnosti ekosystémov, je synonymom „ekologického zdravia“ (ELIÁŠ 2002). Podľa Ulanowicza je EI mierou organizácie, vitality a reziliencie systému, podľa PLESNÍKA (2010) ide o syntetickú vlastnosť ekosystému, ktorý spontánne udržiava druhové zloženie a vzťahy zodpovedajúce prírodnej biodiverzite. KAY (2002) za základné atribúty EI považuje vitalitu, rezilienciu a potenciál vývoja systému.

Kým ekologická zložitosť vyjadruje stupeň organizácie ekologického systému, ekologická integrita vyjadruje jeho celistvosť a neporušenosť, vitalitu a funkčnosť, pôvodnosť a prirodzenosť organizácie. Znamená zachovanie pôvodnej fyzickej štruktúry a interakcií medzi prvkami systému a tým spontánnych autoorganizačných a autoregulačných mechanizmov, udržanie pôvodného druhového zloženia, funkčných charakteristík a autenticity správania. V ekosystéme a v krajine je kľúčové zachovať pôvodné druhy (*native species*), ktoré sú predpokladom jeho prirodzenej dynamiky, homeostázy, obnovy aj adaptability. Charakterizuje ho taká vnútorná organizácia, v ktorej je vitalita systému a jeho reziliencia voči zmenám vonkajšieho prostredia najvyššia. Identifikovanie atribútov a kritérií ekologickej integrity vedie ku koncepčnému modelu pre jej hodnotenie (BROWN & WILLIAMS 2016).

Praktickou mierou ekologickej integrity spoločenstva, ekosystému a krajiny je „ekologická vzdialenosť“ hodnoteného systému k referenčnému prírodnému vzoru, ktorá sa týka druhového zloženia, medzidruhových interakcií, ale aj tokov energie, látky a informácie. K referenčným normatívom patria charakteristiky pôvodných prírodných ekosystémov a krajín, divočiny (NAVARETTE et al. 2004). Súčasťou hodnotenia integrity ekosystémov môže byť vhodný monitorovací program, ktorý sleduje populačnú dynamiku indikačných resp. cieľových druhov organizmov, analyzuje medzidruhové interakcie alebo kvantifikuje primárnu produkciu (WURTZEBACH & SCHULTZ 2016). Týmto spôsobom môžeme hodnotiť trendy zmien v zásobách prírodných zdrojov, v kapacite ekosystémov poskytovať ekosystémové služby, identifikovať procesy ohrozujúce biodiverzitu a snažiť sa o ich zmiernenie.

Vychádzajúc z koncepcií ekologickej komplexity a z typológie základných vzťahov v ekosystéme a v krajine (ODUM 1977, ŽIGRAI 1997, CADENASSO et al. 2006), za tri základné piliere EK a analogicky EI (na ľubovoľnej úrovni hierarchie) navrhujeme tento model:

- 1) Funkčný resp. behaviorálny rozmer komplexity na makroskopickej úrovni dobre vystihuje schopnosť spoločenstiev, ekosystémov a krajín dissipovať slnečnú energiu (napr. KAY 2000).
- 2) Štrukturálny resp. priestorový rozmer dobre vystihujú dve premenné: diverzita resp. heterogenita ekologických prvkov v danom systéme a ich konektivita (ANDREASEN et al. 2001).
- 3) Historický resp. časový rozmer reflektuje vysokú dynamiku ekosystémov. Sem patrí napr. podiel, kompozícia, prepojenia a význam reliktných plôšok v krajine (JANČURA et al. 2010).

Z histórie hodnotenia biologickej a ekologickej integrity

V doterajšej histórii hodnotenie ekologickej integrity možno rozlíšiť tri prístupy. Prvým je meranie na báze multimetrického indexu biologických podmienok, ktorý rozpracoval James Karr (*1948). Ním vytvorený index biologickej integrity (IBI) sladkovodných ekosystémov, najmä vodných tokov, vychádza z výskytu indikačných druhov a ich spoločenstiev, ktoré môžeme očakávať v prirodzenom biotope daných druhov v ich prirodzenom areáli (KARR 1991, 1998, KARR 1996 in WESTRA 1999). IBI index teda vychádza z kritérií biologických zmien sladkovodných ekosystémov. Porovnávacími štandardami sú opäť prírodné ekosystémy. Zmeny ekosystému sa vyhodnocujú podľa zmien druhového bohatstva a druhového zloženia spoločenstiev rýb, vybraných skupín bezstavovcov a rias, výskytu indikačných druhov a ich relatívnej hojnosti v rámci vybraných ekologických gíld (PRIMACK et al. 2001, 2011).

Kritériá pre návrh indexu pre hodnotenie ekologickej integrity mokradí navrhli FABER-LANGENDOEN et al. (2006, 2012a, 2012b). Ich index reflektuje biotické a abiotické vlastnosti ekosystémov ako aj kontext krajiny, osobitne šírku pufrácej zóny, využitie priľahlého územia, podiel nefragmentovanej krajiny, vzdialenosť k najbližšej ceste. ANDREASEN et al. (2001) navrhli kritériá pre vytvorenie agregovaného terestrického indexu ekologickej integrity (TIEI), ktorý má reflektovať kompozíciu (napr. cieľové druhy citlivé na zmeny, indikačné a kľúčové druhy), štruktúru a funkcie ekosystému alebo väčšieho krajinného prvku. Autori navrhujú zaradiť aj priestorové charakteristiky krajiny štruktúry, napr. zastúpenie biotopu, priemernú veľkosť plôšiek, priemernú vzdialenosť medzi nimi, konektivitu a iné.

Druhým prístupom je odhad ekologickej integrity na báze celostných charakteristík ekosystémov ako sú ich vitalita, organizácia a resiliencia. Napr. ULANOWICZ (1995 in WESTRA et al. 1999) navrhuje merať produkciu entropie, ekosystémy bližšie prírodnému optimu emitujú žiarenie vyššej entropie, ich povrchová teplota je nižšia. Hodnotenie integrity ekosystémov na báze bilancie žiarenia

v týchto ekosystémoch rozvíjal predovšetkým James KAY (2000, 2001, 2002). ULANOWICZ (1997, 2000) a ULANOWICZ et al. (2006) navrhli metodicky náročnú koncepciu tzv. ascendencie ako funkcie energetických tokov v potravnjej sieti ekosystému. Výpočet si vyžaduje podrobnú analýzu trofických sietí z hľadiska tokov energie, energetickej priepustnosti týchto sietí, priemernej informácie, priemerného počtu trofických úrovní. Výsledkom je celostný index celkovej výkonnosti ekosystému, tzv. index ascendencie systému (*system ascendancy*). Jednoduchšie celostné indexy hodnotenia EI na báze merania povrchovej teploty ekosystému a jej zmien prezentovali napr. LUVALL & HOLBO (1989), AERTS et al. (2004) a ďalší.

Tretí prístup hodnotenia ekologickej integrity vychádza z rozsiahlejšej množiny indikátorov tejto integrity v terestrických ekosystémoch. Napr. TIERNEY et al. (2009) navrhli protokol pre hodnotenie ekologickej integrity lesov mierneho pásma na severovýchode USA, ktorý berie do úvahy údaje dlhodobého monitoringu. Ich 13 indikátorov zahŕňa hodnotenie štruktúry (veľkosť lesného ekosystému, jeho využívanie, štruktúra porastu, podiel mŕtveho dreva) a kompozície (regenerácie lesa, zdravotný stav stromov, indikačné, kľúčové a invázne druhy), a funkčnosti lesov (rast a mortalita stromov, chemizmus pôdy – acidifikácia, nasýtenie dusíkom) prostredníctvom trvalých monitorovacích plôch.

V národných parkoch Kanady sa ekologická integrita hodnotí podľa odhadov ekologického stavu vybraných typov ekosystémov, ako sú lesy, trávne porasty, sladkovodné ekosystémy a mokrade, ktoré sa (nie najsprávnejšie) označujú ako indikátory a ich stavy sú komunikované smerom k verejnosti a smerom k rôznym zainteresovaným stranám, vrátane miestnych obyvateľov, decíznej, podnikateľskej a mimovládnej sféry (WOODLEY 2010). Odhad stavov týchto „indikátorov“ sa zameriava na zhodnotenie ich vybraných ekologických vlastností. Takéto hodnotenie ekologickej integrity sa stalo významným novým a legitímnym cieľom manažmentu kanadských národných parkov. Podobnú koncepciu ekologickej integrity využíva aj Lesná služba USA (*US Forest Service*), predovšetkým pri monitorovaní lesných ekosystémov a krajinnoekologickom plánovaní (WURTZEBACH & SCHULTZ 2016).

Všetky tri prístupy sú vo vývoji, zatiaľ totiž aplikácie koncepcií EK a EI, vrátane ich hodnotenia, výrazne zaostávajú za pomerne rozsiahlo rozpracovanou teóriou. Stojí tiež za pozornosť, že v rámci činnosti globálnej skupiny pre ekologickú integritu (*Global Ecological Integrity Group*) WESTRA et al. (1999) a WESTRA & LEMONS (2007) spájajú ekologické, sociálne, etické a právne aspekty hodnotenia tejto integrity. Poukazujú na krízu súčasného socioekonomického systému a na akútnu potrebu zahrnúť koncepciu ekologickej integrity do decíznych procesov. Z tohto pohľadu rozširujú ekologickú etiku aj na koncepciu ľudských práv, participatívnu demokraciu, dobré vládnutie a pod.

Pre úplnosť uvádzame, že na Slovensku sa teóriou a aplikáciami ekologickej komplexity a integrity ekosystémov a krajiny zaoberali napr. PAVLÍK & PAVLÍK (2001), PAULOVIČ (2002), ktorý ako prvý priblížil samotnú koncepciu komplexity, LEHOTSKÝ et al. (2008), ktorý túto koncepciu aplikoval v krajine, CEBECAUEROVÁ & LEHOTSKÝ (2012), ktorí sa venovali komplexite ripariálnej zóny rieky Torysa. SABO (2006, 2007) rozpracoval výpočty parciálnych indexov pre hodnotenie ekologickej integrity krajiny, SABO et al. (2009, 2011a, 2012) a SABO & ŠKODOVÁ (2016) aplikovali koncepciu ekologickej komplexity a integrity na hodnotenie parciálnych ukazovateľov týchto atribútov pre konkrétne ekosystémy. V Českej republike napr. BROM (2008), BROM & POKORNÝ (2009), EISELTOVÁ et al. (2012), POKORNÝ (2001, 2009), POKORNÝ et al. (2002, 2007, 2010) sa venovali najmä otázkam ochladzovacieho vplyvu vegetácie a vody v krajine v dôsledku účinnej disipácie slnečnej energie prostredníctvom evapotranspirácie.

2 Východiská a použité postupy hodnotenia ekologickej komplexity a ekologickej integrity ekosystémov

Prístupy k hodnoteniu ekologickej komplexity a integrity sú veľmi rôzne, sú súčasťou rozsiahlej diskusie o zložitosti ekosystémov a patria k najväčším výzvam výskumu živých systémov (PARROT 2010). Koncepcia zložitosti a nerovnovážnej termodynamiky sa premieta aj do hľadania cesty k udržateľnej spoločnosti (WALTNER-TOEWS & KAY 2005, HOBSON & IBISCH 2010) a jej termodynamických indikátorov (MÜLLER 2005, MUYS 2013, SABO 2014). Pre manažment chránených území aj pre krajinnoekologické plánovanie je dôležité aby významné charakteristiky koncepcií EK a EI boli merateľné prostredníctvom vhodných indikátorov. Súčasne je potrebné hľadať čo najmenšiu množinu takýchto indikátorov, ktoré umožnia adaptívny manažment ekosystémov (VOLOŠČUK 2005).

Na príklade vybraných ekosystémov na úpätí Tematínskych vrchov, ktoré reprezentujú rôzne sukcesné štádiá, demonštrujeme jednu z možností celostného prístupu pri indikácii prvých dvoch rozmerov ekologickej komplexity (aj ekologickej integrity) – funkčného a štrukturálneho. Z množstva dostupných metód sme vybrali iba niektoré, ktoré a) umožňujú relatívne jednoduchý výpočet vybraných čiastkových indikátorov ekologickej zložitosti a ekologickej integrity, b) umožňujú ich adaptáciu na miestne podmienky a tvorivé rozvinutie (najmä v prípade štrukturálnej EK a EI). Dôležitým cieľom výskumu bolo aj overenie praktickej využiteľnosti používaných aj nových navrhnutých metód.

Pri hodnotení ekologickej komplexity a integrity ekosystémov sme postupovali v troch krokoch. 1) Indikácia funkčnej zložitosti ekosystémov: prostredníctvom hodnotenia zachytu a disipácie slnečnej energie systémom je možné odhadnúť relatívnu ekologickú vzdialenosť hodnoteného ekosystému k porovnateľnému prírodnému vzoru. 2) Indikácia horizontálnej štrukturálnej zložitosti ekosystémov, konkrétne vegetácie: prostredníctvom hodnotenia druhovej diverzity cievnatých rastlín. 3) Hodnotenie štrukturálnej integrity nepriamo cez hemeróbiu, nepriaznivú antropogénnu zmenu druhového zloženia rastlinných spoločenstiev, to znamená brať do úvahy synantropizáciu, podiel invázných druhov a naopak, naopak, ekologická integrita sa zvyšuje s rastúcim zastúpením pôvodných druhov.

Je potrebné uviesť, že najnovšie nami používané metodické postupy boli už prezentované v štúdiu SABO & ŠKODOVÁ (2016). Napriek tomu ich uvádzame aj v tejto práci (systematicky, s detailným vysvetlením východísk a niektoré upravené), nakoľko osvetľujú získané výsledky a ich význam. Súčasťou uvádzaných postupov je aj viac nami navrhnutých a overených pôvodných indexov (vzorce 16 až 20).

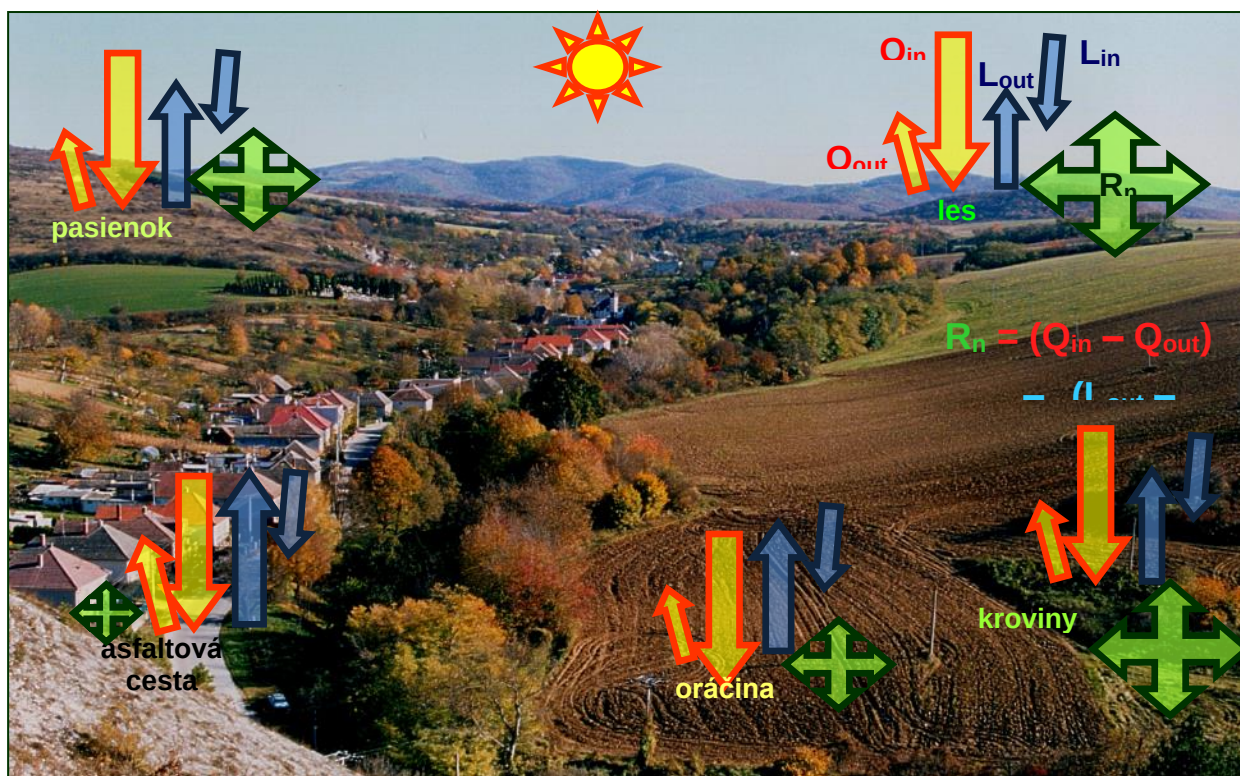
2.1 Východiská a postupy hodnotenia funkčnej zložky EK a EI

Ako sme už uviedli, koncepciu nerovnovážnej termodynamiky adaptovali pre živé systémy SCHNEIDER & KAY (1994). Všetky živé systémy sú termodynamicky otvorené, t.j. ich existencia a fungovanie závisí od viac menej neustáleho prísunu energie. Pri zvýšení prísunu energie do systému táto energia posúva ďalej od bodu termodynamickej rovnováhy. Tomu sa systém bráni prostredníctvom homeostatických mechanizmov, avšak pri kritickom vychýlení reaguje spontánnym vytváraním nových štruktúr a správania, ktoré dokážu využiť tok energie do systému. V zmysle druhého termodynamického zákona sa pri každej transformácii energie jej časť mení na energiu nižšej kvality, ktorú živý systém emituje do svojho prostredia, čím zvyšuje jeho entropiu (KAY 2000).

Termodynamická teória sa používa v ekologických štúdiách najmä na porozumenie reziliencie a integrity ekosystémov (NORRIS et al. 2012). Medzi prvými túto teóriu aplikovali LUVALL & HOLBO (1989),

ktorí preukázali, že čím je zložitejšia vnútorná organizácia ekosystému, tým je jeho povrchová teplota nižšia. HESSLEROVÁ & POKORNÝ (2009) tiež hodnotia termodynamický stav krajiny: na základe kombinácie satelitnými údajmi podloženého hodnotenia typov zemského povrchu a teploty povrchov klasifikujú jednotlivé povrchy prostredníctvom siedmych kategórií disipácie energie.

Ekosystémami absorbovaná energia a jej transformácie ovplyvňujú štruktúru a funkcie krajiny (HESSLEROVÁ & POKORNÝ 2009). Využitie energie R_n v ekosystéme opisuje rovnica $R_n = LE + H + G + F + P$, kde LE je energia využitá v procese evapotranspirácie na výpar vody, H je energia ohrievajúca ovzdušie (citeľné teplo), G je tepelný tok do pôdy, F je energia využitá na fotosyntézu a P energia využitá na zohriatie rastlinnej biomasy. F predstavuje menej ako 2% oslnenia, preto sa pri výpočte R_n zanedbáva, podobne aj zložka P , ktorá je ešte nižšia (POKORNÝ et al. 2010). RYSZKOWSKI & KEDZIORA (2004) na základe merania početných klimatických charakteristík hodnotili toky energie LE , H a G pre rôzne ekosystémy poľnohospodárskej krajiny a preukázali, že tieto toky výrazne ovplyvňuje štruktúra vegetácie. Vo vegetačnom období ekosystémy najviac energie využívajú na evapotranspiráciu (zložka LE), v lesných ekosystémoch to môže byť až 60 % zachytenej energie (LIN et al. 2009). V prípade Amazonského pralesa sa podiel evapotranspirácie na zrážkach odhaduje až na 70 % (Van der ENT et al. 2010). Na význam evapotranspirácie pre udržateľný manažment krajiny resp. na význam vegetácie (najmä lesov) a vodných plôch pre udržanie miestnej klímy poukazujú napr. EISELTOVÁ et al. (2012) a POKORNÝ et al. (2010).



Obr. 1. Náčrt energetickej bilancie systému atmosféra – povrch ekosystému. Gradient rastu čistej bilancie žiarenia R_n využitej ekosystémom a tým aj gradient rastu zložitosti tu môžeme pozorovať od asfaltu cez pôdu, trávnik a kroviny až po lesný ekosystém. Schéma: P. Sabo, 2017.

Pri hodnotení disipácie a využitia slnečnej energie ekosystémom sme vychádzali z merania zložiek radiačnej bilancie systému atmosféra – ekosystém. Túto bilanciu, čistú energiu získanú ekosystémom, vyjadruje vzorec: $R_n = Q_{in} * (1 - \alpha_Q) - [L_{out} - (L_{in} * (1 - \alpha_L))]$, kde Q_{in} je globálny tok krátkovlnného slnečného žiarenia (priameho aj difúzneho) k povrchu ekosystému, α_Q je albedo tohto povrchu (podiel

od povrchu odrazeného žiarenia oproti žiareniu, ktoré smeruje k tomuto povrchu), L_{out} je dlhovlnné, infračervené (IR) žiarenie emitované povrchom, L_{in} je IR žiarenie vyžiarené smerom k zemskému povrchu skleníkovými plynmi atmosféry, α_L je albedo povrchu vyjadrujúce odraz spätného IR žiarenia z atmosféry od daného povrchu (podľa QUATROCHI & LUVALL 1999). Pri praktickom hodnotení sa využíva zjednodušená rovnica: $R_n = Q_{in} * (1 - \alpha_Q) - (L_{out} - L_{in})$. (1)

My sme mali na meranie zložiek bilancie žiarenia k dispozícii dva stožiare nastaviteľné do výšky 2,5 až 10 m. Nainštalované senzory snímali povrch ekosystému z výšky 1 až 1,5 m nad vegetáciou (0,5 až 1 m pri vyšších porastoch). Na meranie boli použité senzory firmy Hukseflux, dva pyranometre na meranie krátkovlnného slnečného žiarenia smerujúceho k povrchu ekosystému a od povrchu odrazeného krátkovlnného žiarenia (spektrálny rozsah 305 – 2 800 nm). Na meranie toku dlhovlnného infračerveného (IR) žiarenia z povrchu ekosystému a IR žiarenia emitovaného späť skleníkovými plynmi atmosféry sa použili dva pyrgeometre (spektrálny rozsah 4 500 – 50 000 nm). Údaje získané z pyranometrov vstupovali do výpočtov priamo, údaje z pyrgeometrov predstavovali rozdiel tokov IR žiarenia zo snímača a z meraného smeru a teplotu telesa snímača (pomocou sondy Pt 100). Z rozdielu tokov IR žiarenia $L_{rozdiel}$ a teploty senzora T_{sens} sme najprv vypočítali tok žiarenia zo senzora podľa Stefanov-Boltzmannovho zákona: $L_{sens} = \varepsilon \sigma T_{sens}^4$, (2)

kde L_{sens} je tok emitovaného IR žiarenia (vo $W \cdot m^{-2}$), ε je emisivita povrchu (v tomto prípade $\varepsilon = 1$, keďže ide o dokonalé čierne teleso), σ je Stefan-Boltzmanova konštanta ($\sigma = 5,67 \cdot 10^{-8} W \cdot m^{-2} \cdot K^{-4}$) a T_{sens} je absolútna teplota povrchu snímača v Kelvinoch. Tok žiarenia z povrchu ekosystému sme potom vypočítali jednoducho $L_{out} = L_{sens} + L_{rozdiel}$ (3)

Záznamníky snímali údaje v intervale 10 sekúnd a každú minútu zaznamenávali priemer zo šiestich meraní. Okrem toho sme merali teplotu a relatívnu vlhkosť ovzdušia vo výške 2 m nad povrchom.

Postupy priameho hodnotenia funkčnej zložky EK a EI na báze disipácie energie

Prezentované indikátory sme vybrali zo širšej ponuky (MAES et al. 2011), pričom sme vychádzali z teórie, že ekosystémy sa vyvíjajú tak, aby disipovali čo najviac dostupnej energie (SCHNEIDER & KAY 1994, KAY et al. 2001). Súčasne sa však odlišujú svojou kapacitou zachytávať, využívať a disipovať energiu, čo umožňuje tieto ekosystémy medzi sebou porovnávať. To znamená, že funkčnú (behaviorálnu) zložku komplexity ekosystému dobre vystihuje jeho kapacita disipovať slnečnú energiu na energiu nižšej kvality aj jeho schopnosť zachytávať slnečnú energiu a využiť ju na rozvoj vnútornej organizácie systému (KAY 2000, 2002, LIN et al. 2009). Pre naše účely sme pracovali s dvomi priamymi indikátormi, ktorých vysokú výpovednú schopnosť potvrdzuje aj MAES et al. (2011):

- 1) Indikátor kapacity ekosystému disipovať slnečnú energiu na energiu nižšej kvality – index SED (*Solar Energy Dissipation*, KAY et al. 2001). Kapacita ekosystému disipovať energiu je dobrou mierou jeho zložitosti, ktorá vychádza z aplikácie druhého termodynamického zákona (SCHNEIDER & KAY 1994). LIN et al. (2009) preto kvantifikujú indikátor SED podľa veľkosti čistého toku energie transformovanej ekosystémom na energiu nižšej kvality, ktorá je vzťahovaná k reálnemu toku absorbovaného žiarenia:

$$SED = R_n / (Q_{in} * (1 - \alpha_{povrchu})), \text{ t.j. } Edis1 = [(Q_{in} - Q_{out}) - (L_{out} - L_{in})] / (Q_{in} - Q_{out}),$$

$$\text{t.j. } SED = 1 - (\varepsilon_{povrchu} \sigma T^4 - L_{in}) / [Q_{in} * (1 - \alpha_{pov})], \quad (4)$$

kde α_{pov} je albedo povrchu ekosystému a ε_{pov} je jeho emisivita (MAES et al. 2011; SABO 2013). SABO

et al. (2011a) uprednostňujú termín účinnosť disipácie energie (nie jej efektívnosť), pretože smerom ku klimaxu síce ekosystém disipuje viac energie, ale vo vzťahu k objemu biomasy je rýchlosť tejto disipácie menšia ako v nižších sukcesných štádiách (WÜRTZ & ANILLA 2010).

Vypočítanú účinnosť disipácie energie sme v každom časovom intervale znormovali podľa rozdielu maximálnej a minimálnej hodnoty indexu disipácie v rámci hodnotených ekosystémov, čím sme získali indexy relatívnej účinnosti disipácie

$$SED_{rel,i} = (SED_i - SED_{min}) / (SED_{max} - SED_{min}). \quad (5)$$

2) Indikátor kapacity záchytu slnečnej energie ekosystémom – index SEC (*Solar Energy Capture*, LIN et al. 2009) hodnotili kapacitu ekosystému zachytiť a transformovať slnečnú energiu. Vyjadruje ju vzorec:

$$SEC = R_n / Q_{in} = [(Q_{in} - Q_{out}) - (\sigma \cdot \epsilon_{povrchu} \cdot T_{povrchu}^4 - L_{in})] / Q_{in}, \quad (6)$$

v ktorom je tok slnečnej energie transformovanej ekosystémom vzťahnutý iba k toku žiarenia smerujúceho na povrch ekosystému a preto vyjadruje skôr zachytenú ako disipovanú energiu.

Vypočítanú kapacitu záchytu slnečnej energie sme v každom časovom intervale i opäť znormovali podľa rozdielu maximálnej a minimálnej hodnoty:

$$SEC_{rel,i} = (SEC_i - SEC_{min}) / (SEC_{max} - SEC_{min}). \quad (7)$$

Disipácia slnečnej energie ekosystémom sa mení v priebehu času, v závislosti od zmien toku žiarenia do ekosystému počas dňa a od zmien meteorologických podmienok. Napr. evapotranspirácia závisí nielen od typu a stavu ekosystémov, od vlhkosti pôdy, ale tiež od veľkosti prísunu slnečného žiarenia a tiež od teploty a vlhkosti ovzdušia, sily a smeru vetra (preto sme merania realizovali iba pri veľmi slabom vetre). Keďže rozdiely medzi ekosystémami sa zvyšujú s veľkosťou toku slnečného žiarenia, pre merania sú najvhodnejšie série jasných, teplých a málo veterných dní počas letných anticyklonál a pre porovnávanie ekosystémov je vhodný interval 2 alebo 4 hod (príp. 6 hod) okolo miestneho stredného slnečného času.

K meraniu niektorých meteorologických premenných sme nemali potrebné prístroje. Napriek tomu, indikátory SED a SEC je možné vzťahnúť k hypotetickému ideálnemu referenčnému ekosystému (so 100 % nou kapacitou disipácie resp. záchytu slnečnej energie), pretože v konečnom súčte sú viac dôležité relatívne vzdialenosti funkčnej komplexity medzi ekosystémami ako absolútne.

Postupy nepriameho, proxy hodnotenia funkčnej zložky EK a EI na báze teploty

Keďže účinnosť disipácie slnečnej energie ekosystémom sa premieta aj do jeho povrchovej teploty, dobrými proxy indikátormi sú aj indikátory vychádzajúce z tejto teploty a jej zmien v čase resp. vo vzťahu k toku energie do systému. K ďalším indikátorom preto patrí teplotná inertnosť, t.j. teplotná pufračná kapacita ekosystému a teplotná odozva, zmena teploty povrchu ekosystému vzhľadom k určitému prísunu energie (LUVALL & HOLBO 1989, AERTS et al. 2004).

Možnosti nepriamej indikácie disipácie slnečnej energie demonštrovali napríklad QUATTROCHI & LUVALL (1999) na báze meraní teploty povrchov termickým snímačom umiestneným na lietadle. Preukázali, že ak sú ostatné kritické premenné ekosystému relatívne konštatné (teplota ovzdušia, vlhkosť pôdy, geologický podklad, topografické parametre), potom je jeho povrch tým

chladnejší, čím ekosystém účinnejšie disipuje exergiu slnečného žiarenia. K nepriamym proxy indikátorom schopnosti ekosystému disipovať slnečnú energiu preto patrí aj teplota jeho povrchu a jej zmena za jednotku času.

Teplotu povrchu T sme vypočítali z toku žiarenia emitovaného povrchom ekosystému. Vzťah medzi tokom energie emitovanej povrchom ekosystému, pričom sme znovu použili Stefanov-Boltzmannov zákon: $L_{out} = \varepsilon \sigma T^4$, kde L_e je tok emitovaného IR žiarenia (vo $W \cdot m^{-2}$), ε je emisivita povrchu, σ je Stefan-Boltzmannova konštanta ($\sigma = 5,67 \cdot 10^{-8} W \cdot m^{-2} \cdot K^{-4}$) a T je absolútna teplota povrchu v Kelvinoch. Používajú sa tieto indikátory:

- 3) Indikátor teplotnej pufrácej kapacity ekosystému – index TBC (*Thermal Buffer Counter*, AERTS et al. 2004) vyjadruje účinnosť homeostatického mechanizmu, ktorým sa ekosystém vyrovnáva s prísunom energie a zabraňuje svojmu prehriatiu. $TBC = \Delta t / \Delta T$, (8)

kde Δt je časový interval, za ktorý sa zmení teplota T povrchu ekosystému o ΔT stupňov Celsia. Vyjadruje termálnu inertnosť ekosystému voči prísunu energie.

V prípade výskytu krátkodobej oblačnosti alebo silnejšieho vetra realistickejší obraz teplotnej pufrácej kapacity ekosystému v tomto prípade dáva indikátor $TBC+$, ktorý uvažuje iba ohrevy povrchu.

- 4) Indikátor teplotnej odozvy ekosystému – index TRN (*Thermal Response Number*, LUVALL & HOLBO 1989; LIN et al. 2009) vyjadruje množstvo ekosystémom zachytenej energie slnečného žiarenia, potrebné na zmenu teploty povrchu o jednotku teploty ($1^\circ C$ resp. $1^\circ K$).

$$TRN = (\sum_{t_1, t_2} R_n \Delta t) / \Delta T, \quad (9)$$

kde $\sum_{t_1, t_2} R_n \Delta t$ je energia absorbovaná ekosystémom v časovom intervale $t_2 - t_1$.

Na rozdiel od priamych indikátorov disipácie SED a SEC teplotné indikátory TBC a TRN oveľa viac závisia od meteorologických podmienok (LIN et al. 2009), preto ich použitie sa odporúča najmä v prípadoch, ak nie sú k dispozícii zariadenia umožňujúce meranie zložiek bilancie žiarenia pre výpočet indikátorov SED a SEC. TRN menej závisí od meteorologických podmienok ako TBC, ale aj v tomto prípade možno použiť aj indikátor $TRN+$, ktorý podobne ako $TBC+$ uvažuje iba ohrevy povrchu.

AERTS et al. (2004) využili TBC indikátor a QUATTROCHI a LUVALL (1999) TRN indikátor pri meraní povrchovej teploty ekosystémov termickým snímačom umiestneným na nízko letiacom lietadle.

Emisivitu aktívneho povrchu (mieru jeho schopnosti vyžarovať energiu) sme pri výpočtoch teploty povrchu porastu (z IR žiarenia emitovaného aktívnym povrchom) nastavili podľa dostupných zdrojov (HRVOJ & TOMLAIN 1997, WITTICH 1997, RUBIO ET AL. 1997), pri zohľadnení špecifik meraného povrchu (tab. 8.1). Nakoľko literárnych zdrojov s odporúčanými hodnotami emisivity povrchov je menej a udávané hodnoty sa často odlišujú, táto časť si v budúcnosti vyžiada ďalšiu precizáciu. Avšak ak vychádzame iba z premenných získaných pyranometrami a pyrgeometrami, zmena hodnoty emisivity povrchu ekosystému výpočet účinnosti disipácie a zachytu energie nijako neovplyvní. Ovplyvní iba výsledok výpočtu teploty povrchu z toku dlhovlnného žiarenia emitovaného týmto povrchom.

Tabuľka 1. Použité hodnoty emisivity rôznych povrchov

Typ ekosystému	Emisivita
Porast borovice lesnej, okraj lesa	0,980
Porast duba cerového, okraj lesa	0,975
Ekotón smrečina – mezofilná lúka	0,980
Krovinový porast borievky na xerothermnej lúke	0,975
Mokrad'	0,980
Mezofilná lúka	0,980
Xerothermná lúka	0,970

2.2 Východiská a postupy hodnotenia štrukturálnej zložky zložitosti a integrity

K systémovým vlastnostiam, ktoré ovplyvňujú ekologickú integritu ekosystémov a krajín patrí o.i. biodiverzita, heterogenita, konektivita a reziliencia. V tejto časti sa zameriame na štrukturálne aspekty EK a EI. To zahŕňa hodnotenie druhového zloženia spoločenstva, druhovej diverzity a kvality biotopu (BROWN & WILLIAMS 2016), v našom prípade nepriamo, cez hemeróbiu vegetácie a priamo cez pôvodnosť vegetácie a jej prírodoochranný význam. Vychádzame z toho, že ekologické hodnotenie ekosystémov sa často opiera o mapovanie vegetácie a hodnotenie jej stavu, ktorej stav je dobrým indikátorom ich ekologického a prírodoochranného významu (FANELLI et al. 2006).

Postupy hodnotenie druhovej diverzity cievnatých rastlín

K indikátorom štrukturálnej zložky komplexity patrí druhová diverzita cievnatých rastlín a hemeróbia vegetácie. Systematický prehľad indexov druhovej diverzity vhodných pre hodnotenie biodiverzity podávajú napr. HEIP et al. (1998) a CHIARUCCI et al. (2011). URBAN (2015) zdôrazňuje, že medzi indexami diverzity existujú silné korelačné vzťahy. ADAMI et al. (2000) hodnotia štrukturálnu komplexitu aj podľa veľkosti genetickej informácie obsiahnutej v genóme. Komplexita rastie úmerne s taxonomickou vzdialenosťou medzi druhmi (DESROCHERS & ANAND 2005), čo reflektuje koncepcia funkčnej diverzity (LEPŠ 2013).

Súčasťou hodnotenia tejto časti štrukturálnej zložky ekologickej komplexity bolo aj hodnotenie druhovej diverzity cievnatých rastlín v rámci hodnotených ekosystémov. Vychádzali sme z fytocenologických zápisov (pri určovaní rastlín sme využívali botanický kľúč od KUBÁTA et al., 2002, názvoslovie uvádzame podľa MARHOLDA & HINDÁKA, 1998). Pokryvnosť rastlín na ploche zápisu sme hodnotili podľa rozšírenej 9-stupňovej Braun-Blanquetovej stupnice. Jej prevod na numerickú formu za účelom aproximácie percentuálneho vyjadrenia pokryvnosti a pre výpočty indexov sme realizovali podľa van der MAALERA (2007), pričom sme použili stupnicu so strmším nárastom pokryvnosti.

Štrukturálnu zložitosť druhového zloženia vegetácie sme na každej ploche zápisu hodnotili prostredníctvom viacerých indexov diverzity, a to štandardne využívaných – Simpsonovho indexu a Shannonovho indexu, aj novšie odporúčaných – Hillových čísel, nazývaných aj „indexy pravdivej diverzity“ (*true diversity indexes*, JOST 2006, TUOMISTO 2011).

5) Simpsonov index SD sme počítali podľa vzorca: $SD = \sum_{i=1}^S p_i^2 = \sum_{i=1}^S (n_i/N)^2$, (10) kde p_i je relatívna významnosť taxónu, n_i je hodnota jeho významnosti (v tomto prípade pokryvnosti), N je súčet hodnôt významnosti všetkých taxónov a S je počet rôznych taxónov (BEGON et al. 1997).

6) Analogicky sme vypočítali Shannonov (Shannon- Wienerov) index SW podľa tohto vzorca:

$$SW = - \sum_{i=1}^S p_i * \ln p_i = - \sum_{i=1}^S (n_i/N) * \ln(n_i/N) , \quad (11)$$

kde $p_i = n_i / N$ je relatívna významnosť taxónu „i“, tu opäť vypočítaná ako podiel pokryvnosti daného taxónu k celkovej pokryvnosti všetkých taxónov (BEGON et al. 1997).

7) Pielovou index vyrovnanosti sme počítali podľa vzorca $J = SW / SW_{\max}$, (12)

kde $SW_{\max} = \ln(S)$, kde S je už spomínané druhové bohatstvo (BEGON et al. 1997).

Reálnejší obraz diverzity (neskreslenej vyrovnanosťou spoločenstva) prinášajú Hillove indexy (nazývané aj Hillove čísla (JOST 2006) nazývané aj „pravdivé indexy diverzity“ (*true diversity indexes* – TUOMISTO 2011).

8) Prvý z nich, pravdivý index diverzity 1. rádu odvodíme zo Shannonovho indexu nasledovne:

$$^1D = \exp(SW) = \exp\left(- \sum_{i=1}^S p_i * \ln p_i\right) = \exp\left(- \sum_{i=1}^S (n_i/N) * \ln(n_i/N)\right) . \quad (13)$$

Zo Simpsonovho indexu môžeme analogicky odvodiť pravdivý index diverzity 2. rádu:

$$^2D = 1 / \sum_{i=1}^S p_i^2 = 1 / \sum_{i=1}^S (n_i/N)^2 , \quad (14)$$

Východiská a postupy hodnotenia hemeróbie vegetácie

Hodnotenie ekologickej integrity si vyžaduje porovnávať hodnotený ekosystém s referenčným prírodným ekosystémom. Hemeróbia ako holistický komplementárny pojem k pôvodnosti a prirodzenosti často vyjadruje stupeň antropogénnych zmien rastlinného spoločenstva alebo ekosystému (JACKOWIAK 1998). V podstate ide o vzdialenosť medzi súčasnou vegetáciou územia a potenciálnou prirodzenou vegetáciou, ktorá by tu bola bez zásahov človeka (MAGLOCKÝ 2002, WALZ & STEIN 2014). Na úrovni krajiny to vyjadruje antropogénna premena krajinných prvkov v dôsledku zmien využívania krajiny a na úrovni ekosystému prítomnosť a zastúpenie nepôvodných, cudzích a synantropných druhov. Obyčajne sa prístupy na báze krajinnej metriky a antropofytizácie vegetácie dopĺňajú alebo kombinujú (napr. STEINHARDT et al. 1999). Na hodnotenie hemeróbie sa používa najčastejšie sedem stupňová stupnica, od plne zachovalého prírodného spoločenstva po celkom umelé spoločenstvo (WALZ & STEIN 2014). KIM et al. (2002) vychádzajú z 5-stupňovej škály hemeróbie biotopov a na základe analýzy výskytu rastlín v človekom rôzne ovplyvnených biotopoch im prisudzujú určitú hodnotu ako indikátora hemeróbie.

V našom prípade, keďže vždy meriame energetickú bilanciu pre hodnotenie funkčnej zložky komplexity iba u niekoľkých ekosystémov sme sa aj pri hodnotení štruktúrálnej zložky zamerali na výpočet antropofytizácie vegetácie (keďže táto je nepriamo úmerná ekologickej integrite spoločenstva) a naopak kvality vegetácie (ktorá indikuje vyššiu ekologickú integritu). V literatúre sa za atribúty charakterizujúce zníženie ekologickej integrity spoločenstva a ekosystému považuje relatívne zastúpenie (relatívna pokryvnosť) invázných druhov a naopak, za atribúty, pri ktorých ekologická integrita vzrastá sa považuje zastúpenie pôvodných (native) druhov (FABER-LANGENDOEN et al. 2012a,b). Ekologickú integritu znižuje aj výskyt synantropných druhov. Pojmy synantropizácia, prírodnosť (*nativeness*) a prirodzenosť (*naturalness*) sa v súčasnosti už široko používajú, prístupy k ich kvantifikácii sa rôznia.

Indexy hemeróbie a kvality vegetácie sú vo vývoji, ale široko sa používajú. Napr. ANDREAS et al. (2004) prezentujú index floristickej kvality, ktorý vychádza z expertného priradenia koeficientu “konzervatizmu” panelom botanikov každému druhu hodnoteného stanovišťa, z následného spriemerovania takto získaných hodnôt a vynásobenia druhou mocninou počtu druhov. CIECIERSKA & KOLANDA

(2014) prezentujú makrofytný index ekologického stavu jazier (*Ecological State Macrophyte Index*), ktorý syntetizuje indexy druhového zloženia a vyrovnanosti zastúpenia makrofytov v litorálnej zone ako indikátorov ekologického zdravia (v podstate ekologickej integrity) jazerného ekosystému. SERAFIN A POGORLEZEC (2011) kvantifikujú synantropizáciu ako relatívne zastúpenie synantropných taxónov vo flóre spoločenstiev. To, čo chýba, sú najmä syntetické indexy kvantifikácie zastúpenia viacerých skupín druhov, ktoré ovplyvňujú hemeróbiu a naopak, kvalitu vegetácie.

Na Slovensku sa hodnotenia ekologického významu vegetácie často opierajú o významnú staršiu štúdiu JURKA (1990), ktorý počíta index zložitosti antropofytov ako súčin ich zastúpenia vo flóre a ich relatívnej abundancie. Problém vzorca je v tom, že v závislosti od váh priradených zastúpeniu vo flóre a pokryvnosti môže dôjsť k značnému podhodnoteniu reálnej antropofytizácie. Inšpirovaní Jurkovou koncepciou najmä jeho klasifikáciou synantropných druhov sme vytvorili pôvodné indexy cudzosti (nepôvodnosti), synantropizácie a pôvodnosti resp. prírodnosti (výskytu iba pôvodných druhov), ktoré prezentujeme nižšie. Vo vzorcoch sa vždy uplatňuje viac kategórií, napr. v prípade cudzích druhov rastlín (*alien species*) – invázne taxóny, archeofyty, neofyty a náhodné druhy (MEDVECKÁ et al. 2012). Pri ich využití sme preto v našich vzorcoch uplatnili rôzne váhy, ktoré reflektujú rozdielny význam jednotlivých kategórií vo vzťahu k použitému kritériu.

9) Náš index cudzosti, výskytu cudzích druhov ALI sme pre každý zápis počítali podľa vzorca:

$$ALI = \{ [\sum_{i=1}^{A1} (invázny_i * w_1) + \sum_{k=1}^{A2} (náhodný_k * w_2) + \sum_{m=1}^{A3} (neofyt_m * w_3) + \sum_{r=1}^{A4} (archeofyt_r * w_4)] / N + [A1 + A2 + A3 + A4] * w_5 / S \} / 2, \quad (15)$$

kde $invázny_i$, $náhodný_j$, $neofyt_k$ a $archeofyt_r$ vyjadrujú pokryvnosť v rámci kategórií nepôvodných druhov, N je pokryvnosť všetkých taxónov, A_1 , A_2 , A_3 a A_4 sú počty taxónov v daných kategóriách a S je celkové druhové bohatstvo v zápise. V našom prípade sme použili nasledovné váhy: $w_1 = 1$, $w_2 = 1/64$, $w_3 = 1/16$, $w_4 = 1/64$ a $w_5 = 1/7$.

10) Pri výpočte indexu synantropizácie SYN sme vychádzali z JURKA (1990), Odlíšili sme iba obligátorne a fakultatívne synantropné druhy. V druhom prípade treba vždy rozhodnúť, či ide o výskyt taxónu v synantropnom spoločenstve alebo nie. Vzorec pre výpočet indexu synantropizácie je:

$$SYN = \{ [\sum_{i=1}^{Y1} (obligátorne_synantropný_i * w_6) + \sum_{k=1}^{Y2} (fakultatívne_synantropný_k * w_7) + [Y1 + Y2] * w_8] / S \} / 2, \quad (16)$$

kde $obligátorne_synantropný_i$ a $fakultatívne_synantropný_j$ vyjadrujú pokryvnosť v rámci uvedených kategórií (pre účely tejto štúdie sme zvolili jednoduchšiu klasifikáciu než akú používa JURKO, 1990). Y_1 a Y_2 sú počty taxónov v týchto kategóriách. Obligátorne synantropným druhom sme priradili váhu $w_6 = 1$, fakultatívne synantropným $w_7 = 1/16$, a váhu ich zastúpenia vo flóre sme stanovili na $w_8 = 1/7$.

11) Analogicky sme počítali index miestne nepôvodných vysadených alebo siatych taxónov:

$$VYS = [(\sum_{i=1}^{Svys} miestne_nepôvodný_sadený_i) * w_9 / N + (S_{vys} / S) * w_{10}] / 2, \quad (17)$$

kde $pôvodný_neapofyt_i$ označuje striktné pôvodný druh v ekosystéme, S_{nat} je celkový počet týchto druhov a S je opäť druhové bohatstvo skúmanej plochy (zodpovedajúcej danému zápisu).

12) Index prirodzenosti vegetácie RAL získame pre každé stanovište nepriamo z indexov ALI, SYN a VYS podľa jednoduchého vzorca $RAL = 1 - ALI - SYN - VYS$, pričom sa berú do úvahy iba tie príspevky indexov ALI, SYN a VYS, ktoré sa pre daný druh neprekrývajú (18)

13) Vypočítali sme tiež index pôvodnosti resp. prírodnosti, ktorý vyjadruje blízkosť zastúpených druhov k pôvodnej divočine resp. k potenciálnej prirodzenej vegetácii. Ide o druhy, ktoré nie sú invázne, nepôvodné ani synantropné. Ich prítomnosť zvyšuje „prírodnosť“ vegetácie príslušných plôch. Index pôvodnosti resp. prírodnosti NAT vypočítame nasledovne:

$$NAT = [(\sum_{i=1}^{S_{nat}} (pôvodný_neapofyt_i) * w_{11} / N + (S_{nat} / S) * w_{12}) / 2, \quad (19)$$

kde $pôvodný_neapofyt_i$ označuje pôvodný druh v ekosystéme, NnS je celkový počet týchto druhov a S je druhové bohatstvo skúmanej plochy. Čím je index NAT väčší, tým je ekologická vzdialenosť ekosystému k referenčnému normatívu menšia, t.j. jeho ekologická integrity bude vyššia. Pôvodné indexy ALI, SYN a NAT sme prezentovali v štúdiách TURISOVÁ et al. (2016) a SABO & ŠKODOVÁ (2016).

Na prírodoochranný význam vegetácie upozorňujú aj viacerí domáci autori, napr. ŠPULEROVÁ (2007) a DIVIAKOVÁ (2010). V našom prípade prírodoochranná významnosť spoločenstva vychádza zo zastúpenia ohrozených a endemických druhov (vybraných podľa posledného červeného zoznamu papraďorastov a kvitnúcich rastlín Slovenska, ELIÁŠ et al. 2015). Aj uvádzané indexy OHR a END sú pôvodné.

14) V prípade ohrozených druhov ich zastúpenie vyjadruje rovnica:

$$OHR = \sum_{i=1}^{S_{scr}} (kriticky_ohrozený_i * w_{13}) + \sum_{j=1}^{S_{sen}} (ohrozený_j * w_{14}) + \sum_{k=1}^{S_{svu}} (zraniteľný_k * w_{15}) + \sum_{m=1}^{S_{tak}} (takmer_ohrozený_m * w_{16}) + \sum_{r=1}^{S_{naj}} (najmenej_dotknutý_r * w_{17}) \quad (20)$$

+ [$S_{scr} + S_{sen} + S_{svu} + S_{tak} + S_{naj}$] * w_{18}) / S } / 2, v ktorej vystupujú abundancie kriticky ohrozených, ohrozených, zraniteľných, takmer ohrozených a najmenej dotknutých druhov. S_{scr} , S_{sen} , S_{svu} , S_{tak} a S_{naj} sú zistené počty ohrozených druhov v jednotlivých kategóriách. V našom prípade sme použili nasledovné váhy: $w_{13} = 16$, $w_{14} = 4$, $w_{15} = 1$, $w_{16} = 1/4$, $w_{17} = 1/4$ a $w_{18} = 1/7$.

15) V prípade endemických druhov ich zastúpenie vyjadruje rovnica:

$$END = \sum_{i=1}^{S_{smend}} (miestny_endemit_i * w_{19}) + \sum_{j=1}^{S_{smsub}} (miestny_subendemit_j * w_{20}) + \sum_{m=1}^{S_{send}} (endemit_m * w_{21}) + \sum_{r=1}^{S_{ssub}} (subendemit_r * w_{22}) \quad (21)$$

+ [$S_{smend} + S_{smsub} + S_{send} + S_{ssub}$] * w_{23}) / S } / 2, v ktorej vystupujú abundancie kriticky ohrozených, ohrozených, zraniteľných, takmer ohrozených a najmenej dotknutých druhov. S_{smend} , S_{smsub} , S_{send} a S_{ssub} sú zistené počty endemických druhov v jednotlivých kategóriách. V našom prípade sme použili nasledovné váhy: $w_{19} = 16$, $w_{20} = 4$, $w_{21} = 1$, $w_{22} = 1/4$, $w_{23} = 1/7$.

2.3 Ekologická integrita a jej aplikácie

Kým ekologická komplexita vyjadruje zložitosť organizácie biocenózy, ekologická integrita vyjadruje jej optimálnosť vo vzťahu k prírodnému referenčnému ekosystému, ktorý určíme prostredníctvom mapy potenciálnej prirodzenej vegetácie. Pôvodné prírodné ekosystémy totiž najefektívnejšie disipujú slnečnú energiu (HESSLEROVÁ & POKORNÝ 2010). Vypočítanú účinnosť disipácie energie môžeme vzťahovať k referenčnému ekosystému, čím získame funkčnú zložku integrity. Štrukturálny rozmer vypočítame z indexov inváznosti ALI a synantropizácie SYN resp. alternatívne z indexu prírodnosti NAT.

Hodnotenie integrity ekosystémov a ich kapacity poskytovať ES môžeme zhrnúť do krokov:

- 1) Meranie zložiek bilancie žiarenia v systéme atmosféra – povrch ekosystému.
- 2) Výpočet indikátorov funkčnej zložky EI na báze indexov SEC alebo SED, ktoré vzťahujeme

k referenčnému ekosystému, čím získame indexy relatívnej účinnosti disipácie SEC_{rel} a SED_{rel} .

- 3) Kvantifikácia druhovej diverzity rastlinného spoločenstva na báze Shannonovho indexu, Pileovovho indexu vyrovnanosti a indexov pravdivej diverzity 1. a 2. rádu (rovnice 11 až 14).
- 4) Kvantifikácia hemeróbie a prírodoochranného významu vegetácie (rovnice 15 až 21).
- 5) Kvantifikácia syntetických indexov horizontálnej štrukturálnej diverzity vychádza z indexov diverzity a zohľadňuje prírodnosť (index NAT) a prirodzenosť vegetácie (index RAL), ako aj jej prírodoochranný význam (indexy OHR a END). Napríklad syntetický SW index prírodnosti, prirodzenosti a prírodoochranného významu (na báze Shannonovho indexu) získame takto:

$$SW_NAT_RAL_OHR_END = SW * ((NAT + RAL)/2) * (1 + OHR + END) \quad (22)$$

Syntetické indexy vychádzajúce z pravdivých indexov diverzity vypočítame analogicky.

- 6) Syntézu indikátorov funkčnej aj štrukturálnej zložky EI podľa indexov získaných v krokoch 2 a 5 vyjadrujú syntetické indexy ekologickej diverzity vychádzajúce z indexov SW, 1D a 2D , napr.

$$SED_SEC_SW_NAT_RAL_OHR_END = (((SED_{rel} + SEC_{rel}) / 2) * SW_NAT_RAL_OHR_END) \quad (23)$$

indexy vychádzajúce z indexov diverzity 1D a 2D vypočítame analogicky.

2.4 Výber ekosystémov na úpätí Tematínskych vrchov

Výberové kritériá sa týkali požiadaviek na rozmanitosť stanovišť, ich vzájomnú blízkosť, s cieľom zabezpečiť rovnaké meteorologické podmienky v deň merania. Ďalšou požiadavkou bol terén s nízkou sklonitosťou a určitá dopravná dostupnosť kvôli dovozu meracích zariadení. Tieto požiadavky spĺňal komplex relatívne veľmi blízkych ekosystémov na úpätí Tematínskych vrchov.

Tematínske vrchy sa tiahnu východne od hrebeňa v strednej časti Považského Inovca (v podcelku Nízky Inovec) a budované sú vápencami a dolomitmi, vytvárajúcimi aj niekoľko sto metrov hrubé vrstvy (MAGLOCKÝ 1979). V centrálnej časti charakterizujú reliéf ploché chrbty a z nich vybiehajúce rássochy a hlboké údolia. Pôdy predstavujú najmä skeletnaté rendziny (ŠÁLY & ŠURINA 2002). Karbonátové podložie je vysoko priepustné, územie fakticky odvodňuje až podzemné vody. Významné sú zásoby podzemných vôd práve pri Lúke nad Váhom. Klíma je teplá, mierne suchá, s priemernou ročnou teplotou vzduchu 9,2 – 9,4 °C (LAPIN et al. 2002). Dlhodobé trendy podľa meracej stanice SHMÚ v Piešťanoch indikujú teplotu vyššiu ako 10 °C. Priemerné ročné zrážky sú do 600 – 650 mm.

Prirodzenou potenciálnou vegetáciou sú tu najmä dubovo-hrabové lesy karpatské (*Carici pilosae-Carpinenion* J. et M. Michalko 1985) a dubovo-cerové lesy (*Quercion confertae cerris* Horvat 1954) – MICHALKO et al. (1986), vo vyšších polohách a na severných svahoch aj bukové lesy. Súčasnú vegetáciu predstavujú zvyšky týchto lesov, ihličnaté a zmiešané lesy s vysadenou borovicou čiernou a b. lesnou, suchomilné travinno-bylinné a krovinné porasty (najmä borievky obyčajnej – *Juniperus communis*).

V minulosti, po odlesnení resp. intenzívnej pastve človekom urýchlená erózia pôsobila až niekoľko sto rokov (MIDRIAK et al. 2011) a viedla k spustnutiu pôd na rozsiahlych plochách zbavených vegetácie. Intenzívne zalesňovanie spustnutých pôd Tematínskych vrchov prebehlo v druhej polovici 20. storočia. Na týchto plochách bola úspešná najmä výsadba borovice čiernej (*Pinus nigra*) a borovice lesnej (*Pinus sylvestris*), v deluviálnych častiach sa uplatnili listnaté dreviny (MIDRIAK et al. 2011). Vymedzené územie je ohraničené súradnicami 48°39'54,0" až 48°39'55,5" severnej zemepisnej šírky a 17°53'56,0"

až 17°53'56,5" zemepisnej dĺžky. Meracie stanovišťa boli situované vo výške ca 216 – 221 m n.m., sklon južne exponovaného svahu bol 2 – 4 ° (na xerothermnej lúke 5 – 7 °).

Zoznam stanovišť na úpätí Tematínskych vrchov, na ktorých sme v roku 2010 merali zložky bilancie žiarenia alebo povrchovú teplotu a hodnotili sme aj diverzitu a synantropizáciu vegetácie:

- Stanovište T1: Zmiešaný stromový, miestami hájový porast, výrazná dominancia *Pinus sylvestris*, *Acer pseudoplatanus* a *Pinus nigra*, v krovinovej etáži je hojný *Juniperus communis* a *Berberis vulgaris*. Nadmorská výška približne 216 - 220 m, sklon 2 – 4°, južná expozícia.
- Stanovište T2: Zmiešaný porast s prevahou listnáčov, viac hájového charakteru, výrazná dominancia *Quercus cerris*, v krovinnej etáži hojnejšia *Juniperus communis*. Nadmorská výška približne 217 – 221 m, sklon ca 2 – 4 °, južná expozícia (obr. 3).
- Stanovište T3: Krovinný borievkový porast s dominujúcou *Juniperus communis*, kužeľ vytváraný vrcholom snímačov najskôr zachytil aj časť príľahlého travinného porastu. Nadmorská výška približne 216 – 220 m, sklon 2 – 4 °, južná expozícia.



Obr. 2. Lokalita merania na úpätí Tematínskych vrchov pri Lúke nad Váhom. a) T1: hájový porast s dominanciou *Pinus sylvestris* a T3: krovinný borievkový porast s *Juniperus communis*. b) T2: zmiešaný porast s dominanciou *Quercus cerris*, c) T4: Xerothermný travinný porast s dominanciou *Botriochloa ischaemum*, d) T5: Nespevnená lesná cesta s dolomitovým substrátom. Foto: P. Sabo, 2010.

- Stanovište T4: Xerothermný travný porast s dominanciou *Botriochloa ischaemum*, ale tiež s hojnším zastúpením *Pilosella officinarum*, *Teucrium chamaedrys* a i. Nadmorská výška ca 214 – 219 m, sklon 5 – 7 °, južná expozícia.
- Stanovište T5: Nespevnená, čiastočne zarastajúca lesná cesta s drobným dolomitovým substrátom – ekvivalent spustnutej pôdy. Sklon na stanovišti 2 – 4 °, južná expozícia.

Na stanovištiach T1 – T4 bola hodnotená aj štruktúra vegetácie a diverzita cievnatých rastlín, v prípade odkrytého substrátu povrchu cesty (T5) bola meraná povrchová teplota teplomerom Raytec.

2.4 Výber ekosystémov nad osadou Štefanová v Krivánskej Fatre

Výberové kritériá na merania zložiek bilancie žiarenia spĺňal komplex mezofilných lúk, pretkaných mokradami severovýchodne od obce Štefanová, ktoré už niekoľko desaťročí existujú na terasách niekdajších maloblokových polí. Ide o druhovo pestré lúky, s výskytom ohrozených druhov aj niekoľkých druhov orchideí. Pre doplnenie meraní teploty bezdotykovým teplomerom sme vybrali aj niekoľko stanovišť v blízkosti penziónu Balát.

Vymedzené územie sa nachádza v geomorfologickom podcelku Štefanovská kotlina, ohraničené je súradnicami 49°13'57,3" až 49°14'06,7" severnej zemepisnej šírky a 19°03'50,6" až 19°04'26,42" zemepisnej dĺžky. Budované je najmä slieňovcami, ílovito-piesčitými bridlicami a piesčitými vápencami kriedy, ako aj deluviálnymi sedimentmi a hlinito-kamenistými svahovinami kvartéru (GMS 2017). Reliéf krajiny je síce silne členitý, ale pre merania sa nám podarilo vybrať stanovištia s nízkym sklonom, výnimkou sú svahovité medze medzi lúčnymi terasami.

Nadmorská výška stanovišť sa pohybuje od 635 m n.m. po 717 m n.m (v prípade komplexu lúk od 692 m n.m. po 717 m n.m.). Pôdy hodnotených lúk boli v minulosti kultivované, sú hlinité a na týchto lúkach a v mokradiach sú vo vrchnej vrstve oproti obklopujúcej krajine aj menej skeletnaté. Ide o mierne chladnú klimatickú oblasť s priemernými ročnými úhrnmi zrážok do 1100 – 1200 mm (FAŠKO & ŠŤASTNÝ 2002). Potenciálnu prirodzenú vegetáciu v tomto území predstavujú bukové a bukovo-jedľové lesy, ktoré sa tu (s výnimkou odlesnených území) v podstatnej miere zachovali.

Výber stanovišť na ktorých sme merali zložky bilancie žiarenia. Úplný zoznam stanovišť, na ktorých sme merali aj povrchovú teplotu teplermi Raytec resp. na ktorých sme hodnotili horizontálnu štruktúrnú diverzitu a integritu vegetácie uvádzame v práci SABO & ŠKODOVÁ (2016).

- Stanovište MF1: Druhovo bohatý mezofilný travný porast s výrazným zastúpením *Carex flacca*, *Chaerophyllum aromaticum*, *Crepis biennis*, *Galium mollugo*, *Jacea pseudophrygia*, *Leontodon hispidus*, *Ranunculus acris*, z tráv sú hojné *Briza media*, *Holcus lanatus* a *Trisetum flavescens*. Nadmorská výška je 714 m, sklon 2 – 4 °, J až JZ expozícia.
- Stanovište MF5: Malá mokraď situovaná SZ od stanovišťa MF1, v strede lúky s hojným zastúpením ostríc *Carex flacca*, *C. hirta*, *C. pallescens* aj *C. flava*, z mokradných druhov sú tu hojné *Cirsium rivulare*, *Eriophorum latifolium*, *Juncus inflexus*, *Lychnis flos-cuculi* z ohrozených *Triglochin palustre*. Nadmorská výška 713 m, sklon 2-4 °, J až JZ expozícia.
- Stanovište MF6: Mokraď situovaná v SZ rohu lúky, pod lesom. Dominuje *Equisetum fluviatile*, okrem ostríc sú hojné *Cirsium rivulare*, *Juncus inflexus*, *Lathyrus pratensis*, *Lysimachia vulgaris*, z ohrozených druhov je hojný *Epipactis palustris*, rastie tu aj *Dactylorhiza majalis* a *Gymnadenia conopsea*. Nadmorská výška 717 m, sklon 2-4 °, J až JZ expozícia.

- Stanovište MF9: Druhovým zložením a bohatstvom k MF1 čiastočne podobný lúčny porast, z ohrozených druhov tu mali zastúpenie *Dactylorhiza majalis* a *Gymnadenia conopsea*, na okraji aj *Gladiolus imbricatus*. Nadmorská výška 694 m, sklon 1-3 °, J až JZ expozícia.
- Stanovište MF10: Ekotón smrečina – lúka, na SV okraji lúčneho komplexu. Stromový porast vytvára *Picea abies*, krovinnú etáž *Acer pseudoplatanus*, *Crataegus monogyna*, *Juniperus communis*, v bylinnej sú hojné *Campanula glomerata*, *Chaerophyllum aromaticum*, *Galium mollugo*, *Jacea pseudophrygia*. Z druhov zapísaných v červenom zozname tu rastie *Allium carinatum*, *Gladiolus imbricatus* a *Listera ovata*. Nadmorská výška 715 m, sklon 2-4 °, J až JZ expozícia.



Obr. 3. Lokalita merania pod Poludňovými skalami v Krivánskej Fatre, nad osadou Štefanová. a) MF1: mezo-filná lúka niekoľko týždňov po kosbe, b) MF9: neskosená mezo-filná lúka, c) MF5: malá mokraď s dominanciou *Juncus inflexus*, d) Vstavačovec májový (*Dactylorhiza majalis*) rastúci na lúke MF9 a v mokradiach MF5 a MF6, e) kruštík močiarny (*Epipactis palustris*) rastúci v mokradi MF6, f) veľká mokraď po lesom s dominujúcou *Equisetum fluviale*, g) ekotón smrečina lúka na pomedzí lesného a lúčneho komplexu. Foto: P. Sabo, 2015.

3 Výber z výsledkov hodnotenia ekologickej komplexity a integrity ekosystémov na úpäť Tematínskych vrchov

V prípade koncepcií ekologickej komplexity, integrity a nerovnovážnej termodynamiky platí, že prax výrazne zaostáva za teóriou. V rokoch 2009 až 2016 sme sa venovali hodnoteniu troch skupín čiastkových indikátorov ekologickej komplexity a integrity. Prvá skupina vychádza z kvantifikácie schopnosti ekosystémov disipovať slnečnú energiu, pričom sme verifikovali viaceré známe metódy. Druhá skupina vychádza z druhového zloženia spoločenstiev, konkrétne druhovej diverzity cievnatých rastlín a tretiu skupinu reprezentujú parciálne indikátory hemeróbie vegetácie zisťované prostredníctvom hodnotenia abundancie pôvodných, cudzích a synantropných druhov. Naopak, prírodoochranná hodnota bola zisťovaná na báze výskytu a zastúpenia ohrozených a endemických druhov.

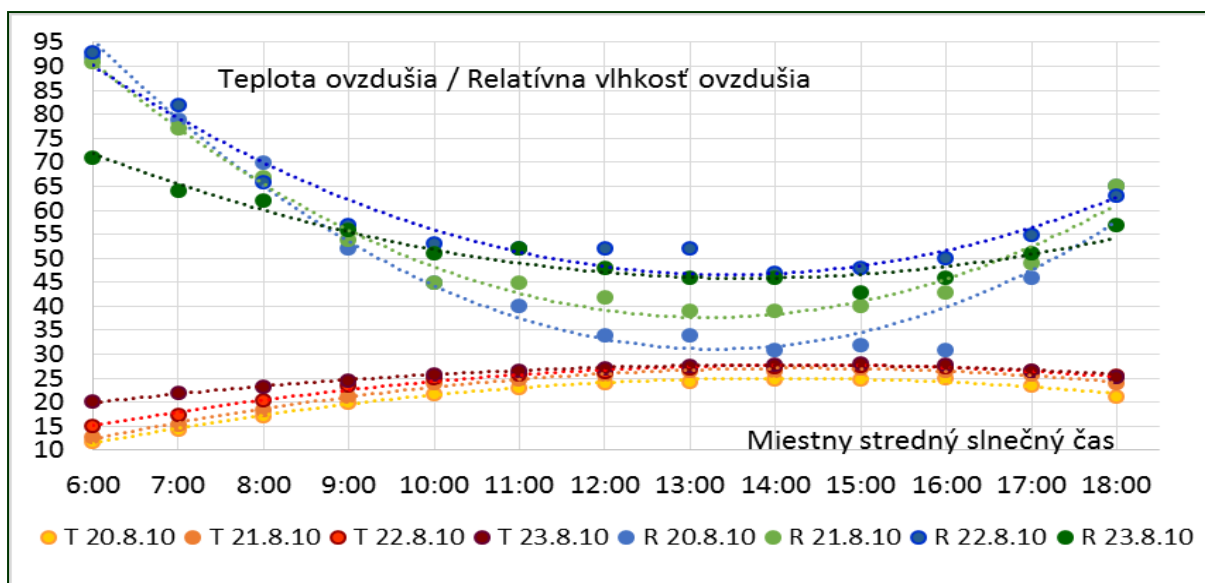
Výsledky získané v rokoch 2009 a 2010 v lokalite Podlavické výmole pri Banskej Bystrici sme prezentovali v štúdiách SABO et al. (2009, 2011a), ŠVIDROŇ (2010). Výsledky získané v rámci projektu VEGA č. 1/255/14, ktorý sme realizovali v Kriváskej Fatre v rokoch 2014 – 2016, uvádzame v štúdii SABO & ŠKODOVÁ (2016). V tejto kapitole sumarizujeme výsledky meraní a výpočtov parciálnych indexov ekologickej komplexity a ekologickej z augusta 2010 na okraji Tematínskych vrchov v Považskom Inovci (pod rovnomenným územím európskeho významu pri Hornej Strede). Napriek tomu, že ide o výsledky založené na starších meraniach, v rámci našich doterajších experimentov sú jedinečné tým, že boli získané za mimoriadne priaznivých meteorologických podmienok, ktoré boli niekoľko dní po sebe prakticky rovnaké, pri celodennej slnečnej oblohe a pri nulovom až minimálnom vetre.

Na lokalite pod Tematínskymi vrchmi sme sa sústredili na hodnotenie ekosystémov, ktoré sú ekvivalentom niekdajších spustnutých plôch (dolomitový substrát povrchu lesnej cesty) a vegetácie rôznych sukcesných štádií, napr. travinný porast, borievkový krovinný porast a okraje lesa (borovicový a cerový porast). V štúdii SABO et al. (2011a) sme prezentovali výsledky porovnávania účinnosti disipácie slnečnej energie rôznymi povrchmi (indikátor SED). V tejto monografii prezentujeme výsledky porovnávania účinnosti disipácie energie (na báze indikátora SED) a tiež záchytu energie rôznymi ekosystémami (na báze indikátora SEC). Pre úplnosť tu uvádzame aj výsledky týkajúce sa pomocných (proxy) teplotných indikátorov TBC a TRN.

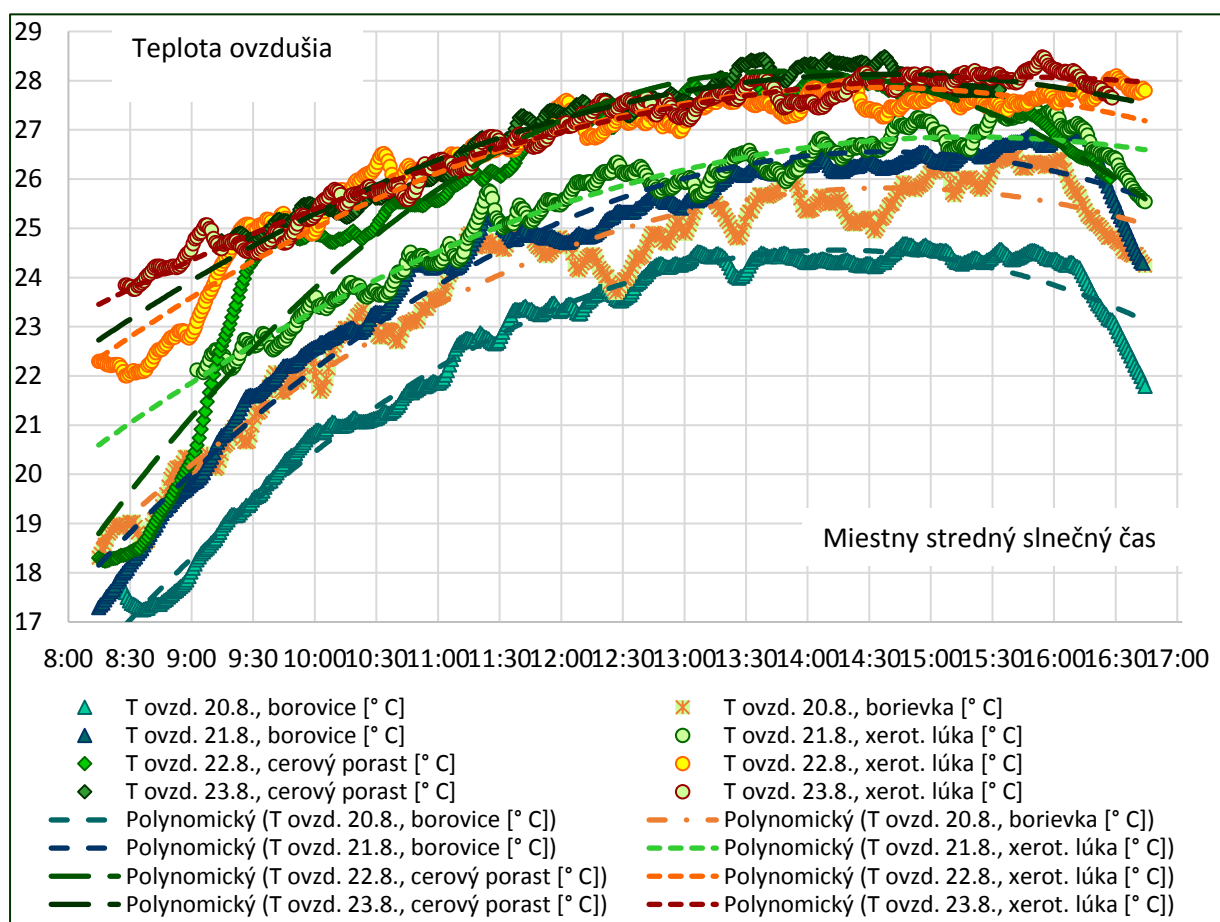
3.1 Denné priebehy teploty, relatívnej vlhkosti a zložiek bilancie žiarenia

Denný priebeh teplôt ovzdušia a relatívnej vlhkosti v dni merania v meteorologickej lokalite Piešťany (najbližšia stanica k lokalite Tematínske vrchy) ilustrujeme na obr. 3. Teplota ovzdušia mierne stúpala od 20.8. do 22.8. Rozdiely priebehov relatívnej vlhkosti ovzdušia tiež nie sú veľké, hoci mierne stúpajú od 20.8. po 22.8, priebeh v dňoch 22.8 a 23.8. je okolo poludňajších hodín vyrovnaný. Môžeme zhrnúť, že meteorologické pomery boli v uvedené dni veľmi podobné, s tým, že prvé tri dni sa odlišovali miernym zvyšovaním teploty a relatívnej vlhkosti ovzdušia.

Uvedené konštatovanie dokumentujú aj denné priemery teploty ovzdušia a relatívnej vlhkosti ovzdušia merané 2 m nad zemským povrchom pre jednotlivé hodnotené stanovišťa T1 až T4. Časová stupnica vo všetkých v grafoch uvádza miestny stredný slnečný čas. V prípade Tematínskych vrchov (najbližšia meteorologická stanica Piešťany) miestny stredný slnečný čas = letný čas – 1 hod + 12 min. Tento čas závisí od uhlovej pozície slnka pri jeho zdanlivom pohybe po oblohe a od pozície danej lokality na príslušnej rovnobežke, v tomto prípade vzdialenosti od nultého poludníku.



Obr. 3. Denný priebeh teploty ovzdušia a relatívnej vlhkosti na meteorologickej stanici v Piešťanoch, v dni merania bilancie žiarenia v Tematínskych vrchoch. Zdroj údajov: SHMÚ. Autor: P. Sabo, 2017.

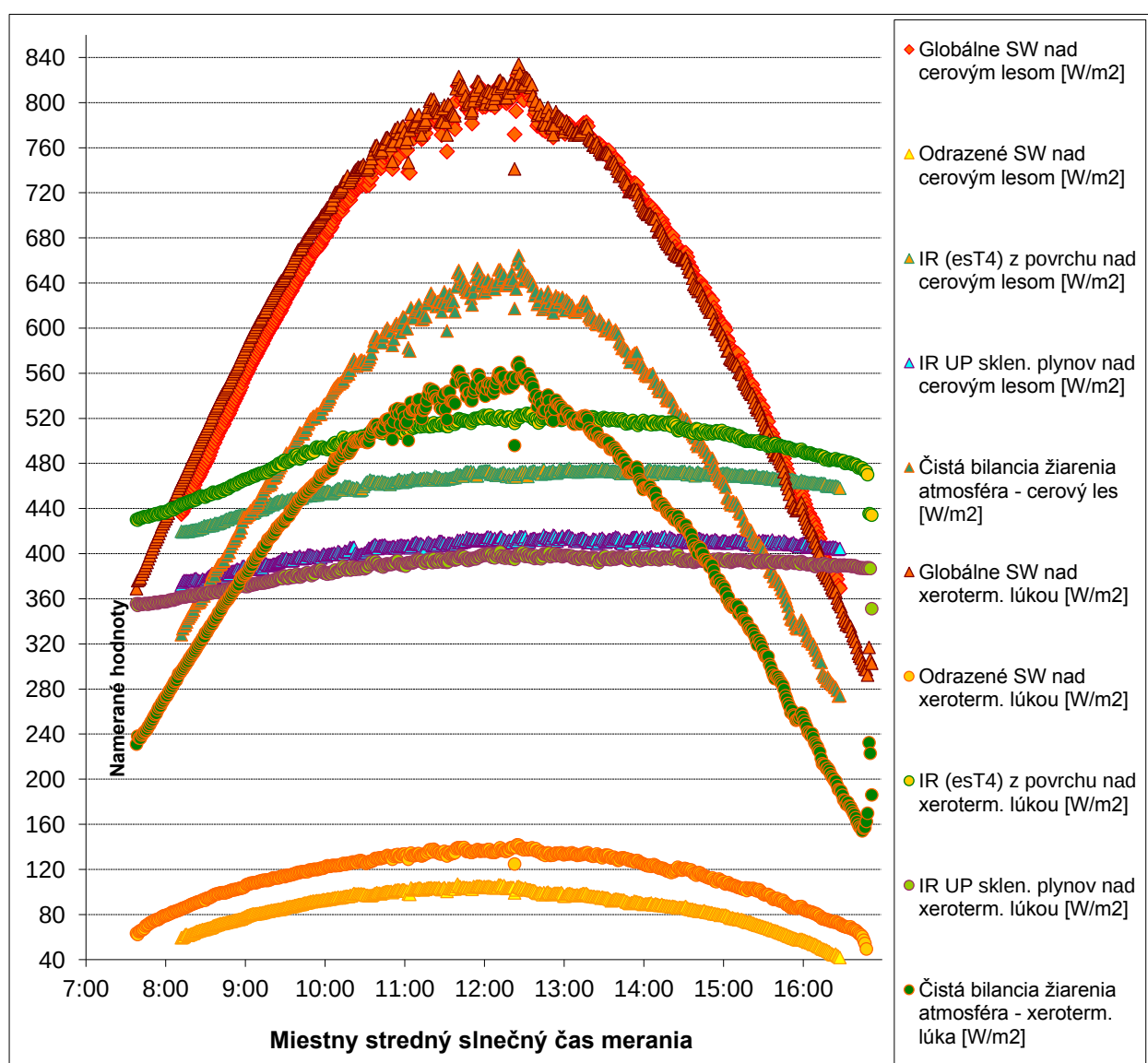


Obr. 4. Teploty ovzdušia 2m nad povrchom pôdy na meraných stanovištiach v dňoch 20.-23.8.2010 na lokalite na úpätí Tematínskych vrchov. Teplota ovzdušia sa mierne zvyšovala od 20.8. do 22.8. Denný priebeh teploty okolo poludnia je v dňoch 22.8. a 23.8. viac menej vyrovnaný. Autor: P. Sabo, 2017.

Keďže rozdiely v teplotách ovzdušia nad jednotlivými povrchmi súvisia s disipáciou slnečnej energie aj s typom stanovišťa, podrobnejší rozbor tohto grafu, ako aj grafu priebehov relatívnej vlhkosti ovzdušia nad týmito povrchmi uvádzame v časti 3.2 venovanej výpočtom disipácie slnečnej energie.

Výsledky nameraných a vypočítaných hodnôt zložiek bilancie slnečného žiarenia, teploty a relatívnej vlhkosti ovzdušia ilustrujeme na obr. 5. Údaje sú uvádzané pre miestny stredný slnečný čas. Vysoký počet získaných hodnôt (snímanie každých 10 sekúnd a zaznamenávanie každú minútu) je dostatočný na získanie presného obrazu o účinnosti disipácie slnečnej energie hodnotenými typmi ekosystémov

Z ilustrácie vidieť, že čistá bilancia žiarenia využitá ekosystémom (označovaná vo vzorcoch R_n) je výrazne vyššia v prípade cerového porastu ako v prípade xerothermnej lúky. Vidieť tiež, že albedo lúky je vyššie, t.j. podiel odrazeného žiarenia je vyšší ako v prípade cerového porastu. R_n cerového porastu v poludňajších hodinách dosahuje $640 \text{ W}\cdot\text{m}^{-2}$, kým R_n lúky v rovnakom čase dosahuje iba $560 \text{ W}\cdot\text{m}^{-2}$.



Obr. 5. Graf priebihu nameraných a vypočítaných hodnôt zložiek bilancie žiarenia systému atmosféra – poroch ekosystému dňa 22.8.2010 na stanovištiach T2 (dub cerový) a T4 (xerothermná lúka) na úpätí Tematínskych vrchov. Štandardné tvary priebehu kriviek krátkovlnného aj dlhovlnného žiarenia boli iba veľmi slabo narušené malou vysokou krátkodobou oblačnosťou (medzi 11.50 - 12.50 hod). Autor: P. Sabo, 2017.

Vysvetlenie opäť ponúka koncepcia nerovnovážnej termodynamiky. Porast okraja cerového lesa je z hľadiska objemu biomasy aj fyzickej výstavby zložitejší a preto účinnejšie disipuje slnečnú energiu a dokáže jej aj viac využiť pre rozvoj svojej organizácie a výstavby. Dôsledkom disipácie energie je ochladzovanie povrchu vegetácie, čo znamená že dlhovlnné infračervené žiarenie emitované povrchom cerového porastu je nižšie ako je tomu v prípade xerothermnej lúky. V prvom prípade povrchom emitované žiarenie v poludňajších hodinách dosahuje $475,505 \text{ W.m}^{-2}$, kým v prípade lúky je to až $524,295 \text{ W.m}^{-2}$.

3.2 Disipácia energie slnečného žiarenia rôznymi ekosystémami

Ak by organizmy a ekosystémy boli izolovanými systémami, potom disipácia energie, ktorá podľa druhého termodynamického zákona sprevádza každú jej transformáciu, by nevyhnutne postupne viedla k ich dezintegrácii a k eliminovaniu všetkých gradientov (JÖRGENSEN 2012). Keďže však živé systémy sú termodynamicky otvorené (k viac menej neustálemu prísunu energie), výsledkom je zvyšovanie ich organizácie a tvorba disipatívnych štruktúr a disipatívnych procesov za účelom akumulácie a využitia, avšak v konečnom dôsledku degradácie energie, ktorá do systému vstupuje. Čím je do ekosystému dodávané väčšie množstvo, tým sa môže organizácia systému viac rozvíjať, za cenu disipácie vždy aspoň časti dodávanej energie. Keďže rôzne ekosystémy sa odlišujú svojou vnútornou výstavbou a zložitou, kvantifikácia účinnosti disipácie slnečnej energie ich umožňuje navzájom porovnávať.

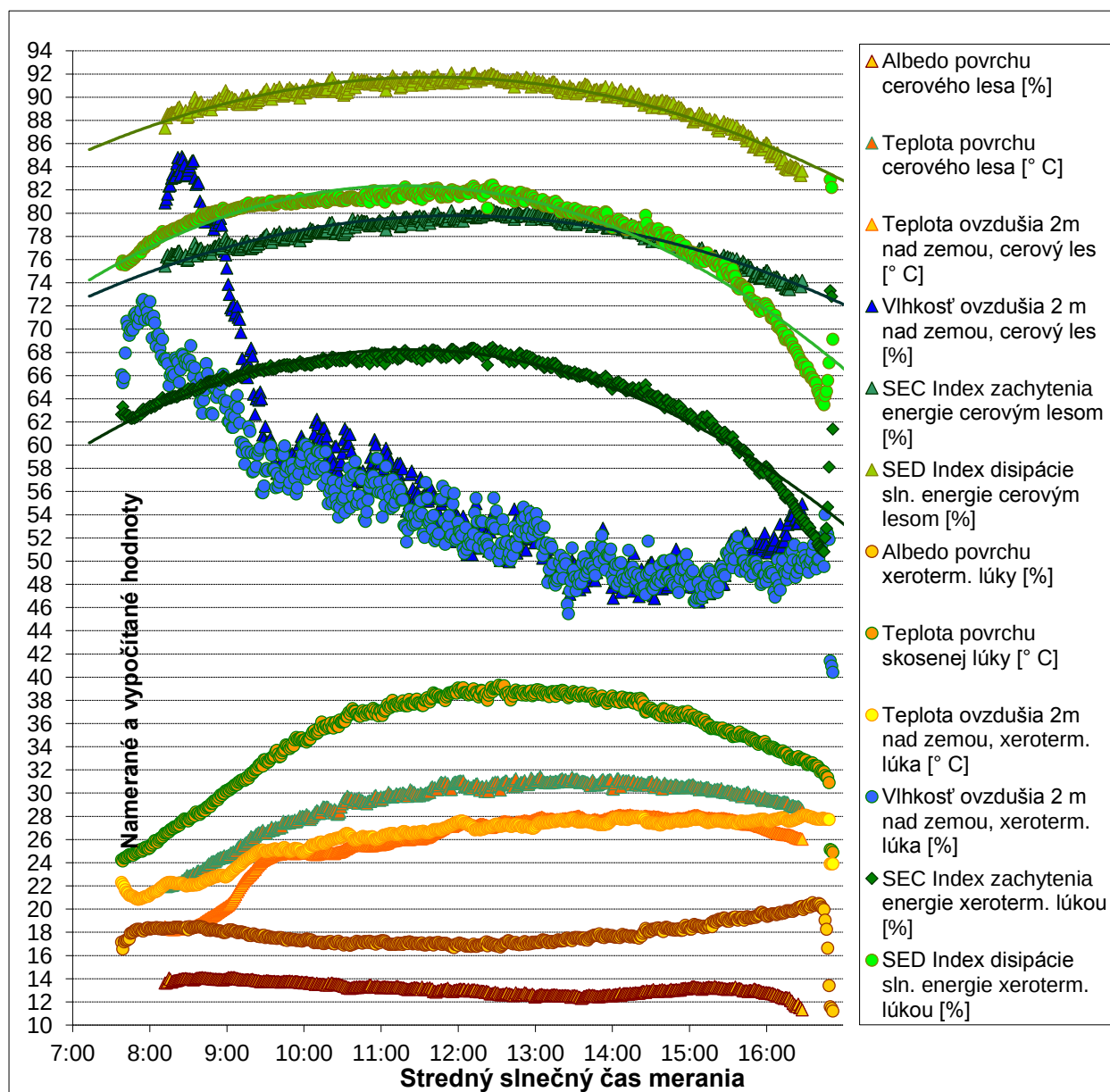
V grafe na obr. 6 uvádzame priebeh vypočítanej účinnosti disipácie energie, ako aj jej záchytu a využitia dvomi ekosystémami – cerovým porastom a xerothermnou lúkou. Uvádzame tiež teploty povrchu, vypočítané z povrchom emitovaného dlhovlnného tepelného žiarenia, ako aj teplotu a relatívnu vlhkosť ovzdušia vo výške 2 m nad povrchom pôdy. Údaje sú uvádzané pre miestny stredný slnečný čas.

V súlade s očakávaním (podľa teórie nerovnovážnej termodynamiky živých systémov) je disipácia energie slnečného žiarenia cerovým porastom výrazne vyššia ako je tomu v prípade xerothermnej lúky. Rovnaké konštatovanie platí aj pre záchyt a využitie energie týmito porastami. Disipácia energie rastie dopoludnia pred 12.00 miestneho stredného slnečného času a v tomto prípade rýchlejšie klesá popoludní. Vyššia účinnosť disipácie energie cerovým porastom sa premieta aj do nižšej teploty povrchu. Z priebehu teploty povrchov vidieť, že teplota povrchu cerového porastu je v priemere o 4 až 6 °C nižšia ako teplota povrchu xerothermnej lúky. Aj napriek tomu, že albedo cerového porastu je nižšie, čo znamená, že tento porast absorbuje viac energie slnečného žiarenia ako priľahlá lúka.

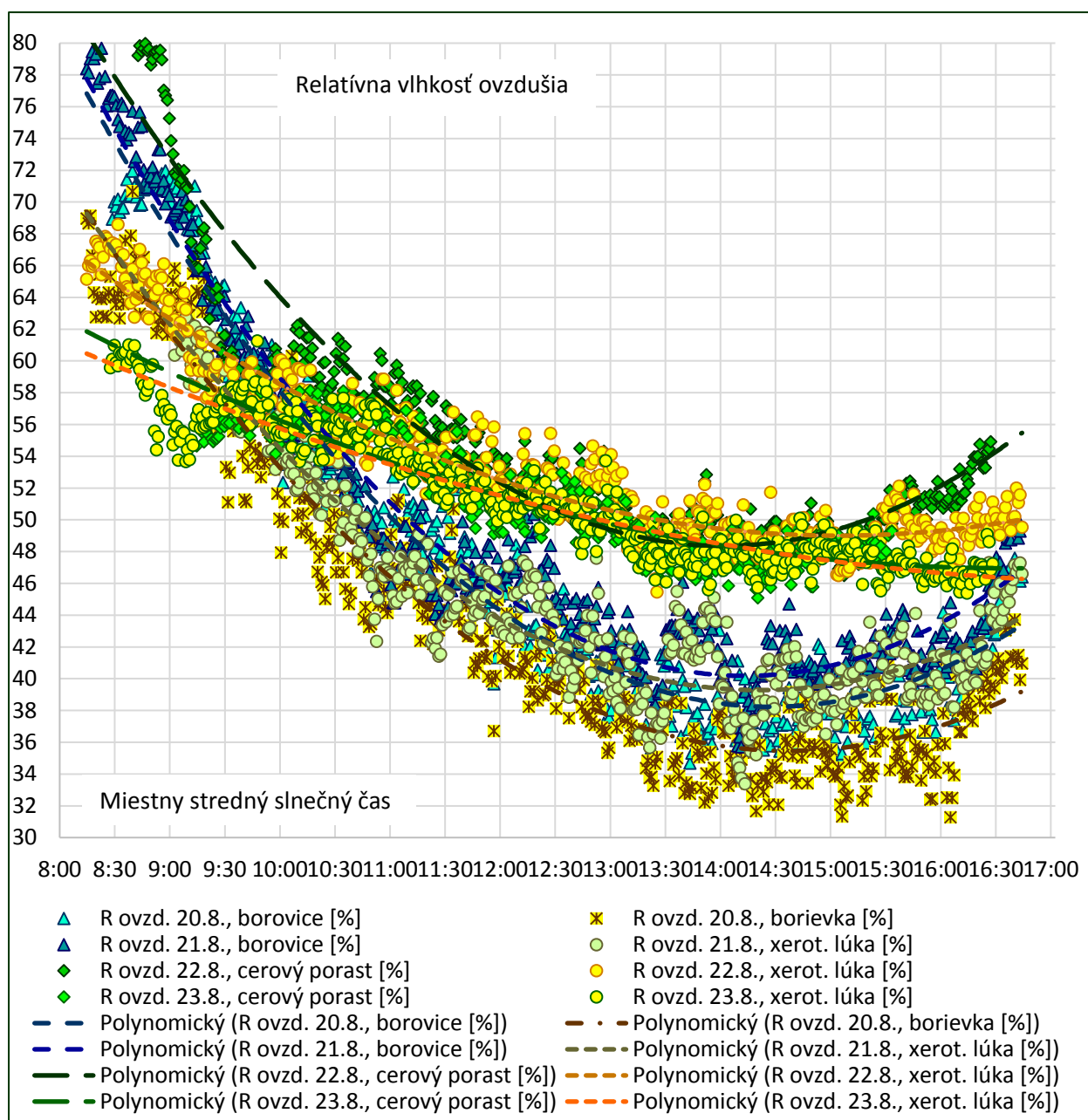
Keďže od teploty povrchu sa otepľuje aj ovzdušie, teplota ovzdušia nad cerovým porastom by mala byť mierne nižšia ako nad lúkou. Podľa nameraných údajov však v čase medzi 12.00 a 15.00 bola vyššia teplota ovzdušia nad cerovým porastom. Vysvetlenie môže byť dvojaké: 1) prirodzeným stano- višťom duba cerového sú výhrevné vápencové a dolomitické substráty s plytkou pôdou, ktoré ohrievajú ovzdušie; 2) z obr. 1 je vidieť, že hlavná tyč stožiaru so senzormi bola kvôli ľahšej manipulácii umiestnená v medzere medzi stromami. To viedlo k skresleniu výsledkov meraní teploty ovzdušia a jeho relatívnej vlhkosti, čo sme si uvedomili až po meraní. Rovnako možno odôvodniť aj porovnateľnú relatívnu vlhkosť ovzdušia nad rozvoľneným cerovým porastom a nad lúkou na obr. 7. Naopak, vhodne inštalované stožiare a senzory v prípade zmiešaného porastu s prevahou borovice lesnej (zjednodušene „borovice“) ukazujú zreteľné rozdiely medzi vyššou relatívnou vlhkosťou ovzdušia 2m nad zemou v tomto poraste a nižšou relatívnou vlhkosťou (v deň merania) nad borievkou aj nad lúkou.

Na obr. 8. ilustrujeme účinnosť disipácie slnečnej energie rôznymi ekosystémami v období od 20. augusta 2010 do 23. augusta 2010 v lokalite na úpätí Tematínskych vrchov. Z ilustrácie vidieť pomerne

veľké rozdiely disipácie slnečnej energie medzi rôznymi ekosystémami, najvyššiu účinnosť disipácie dosahuje cerový porast, ktorý je tu aj pôvodný, nasleduje zmiešaný porast s dominanciou borovice lesnej, ďalej porast borievky a napokon xerothermný lúčny ekosystém. Malé rozdiely hodnôt indexu SED v rámci jednotlivých ekosystémov existujú, najvýraznejšie sú v prípade lúky a borovicového porastu, avšak sú podstatne menšie ako rozdiely indexu SED medzi rôznymi ekosystémami.



Obr. 6. Denný priebeh hodnôt vypočítanej účinnosti disipácie energie, vypočítaných hodnôt teplôt povrchu ekosystému, albeda povrchu a nameraných hodnôt teplôt a relatívnej vlhkosti ovzdušia dňa 22.8.2010 na stanovištiach T2 a T4 na úpätí Tematínskych vrchov. Z ilustrácie vidieť takmer 10 % rozdiely medzi účinnosťou disipácie slnečnej energie a takmer 12 % rozdiely zachytu slnečnej energie ekosystémami okraja cerového lesa a xerothermou lúkou. Takéto rozdiely sú dostatočne veľké aby nám umožnili porovnávať rôzne typy ekosystémov. Za povšimnutie tiež stojí, že malé oscilácie tokov žiarenia v dôsledku krátkodobého narušenia vysokou oblačnosťou sa na priebehu kriviek účinnosti disipácie slnečnej energie prakticky neprejavili. Autor: P. Sabo, 2017.

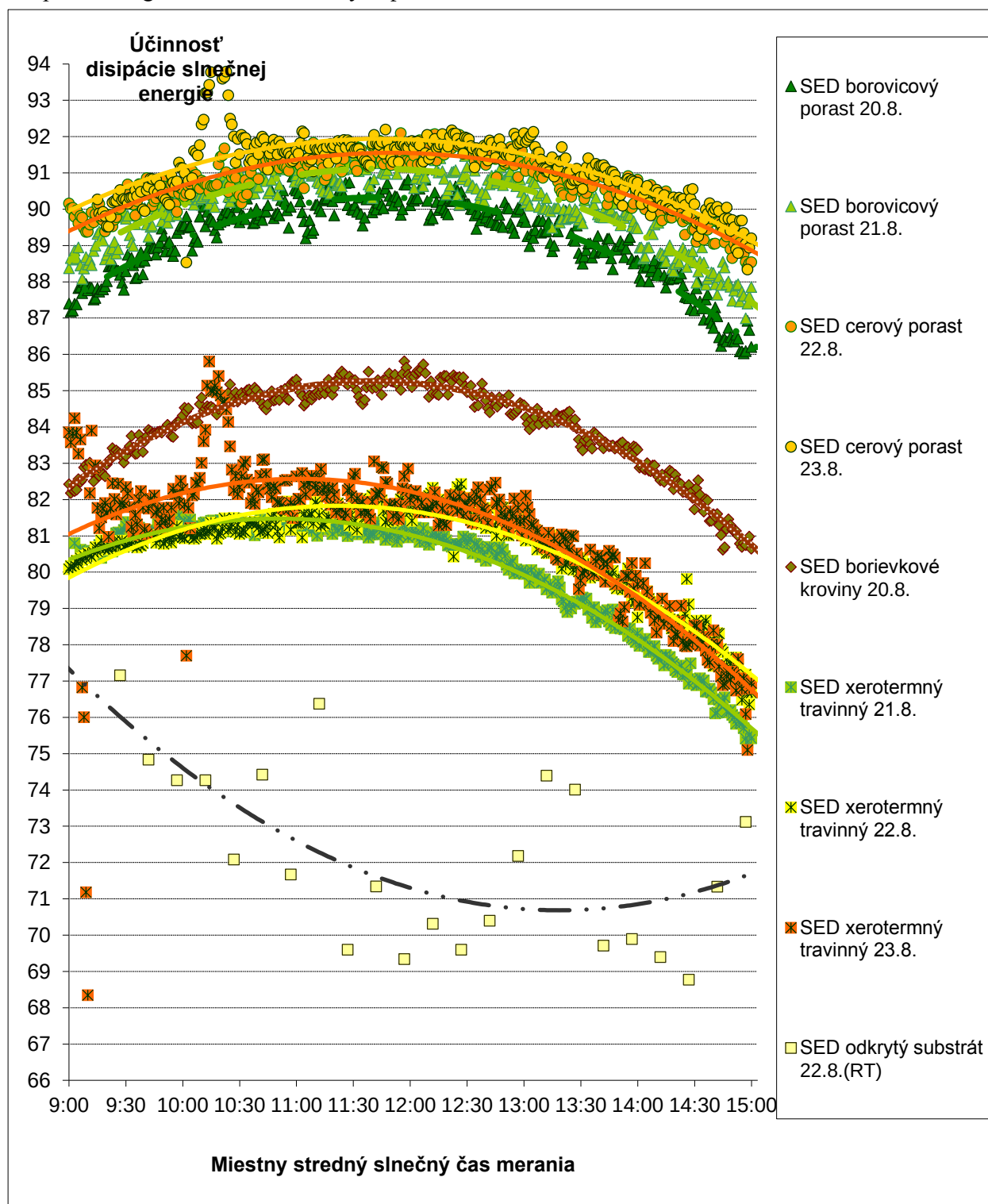


Obr. 7. Priebek relatívnej vlhkosti ovzdušia nad hodnotenými ekosystémami na úpätí Tematínskych vrchov v dňoch 20.-23.8. 2018. V prípade stanovišťa T2 (cerový porast) je výsledok skreslený kvôli umiestneniu nosného stĺpa, na ktorom boli snímače T a R, v medzere medzi porastami. Autor: P. Sabo, 2017.

To znamená, že uvedená metóda je za (takmer) rovnakých meteorologických podmienok vhodná na porovnanie rôznych typov ekosystémov a na indikáciu funkčnej zložky ich ekologickej komplexity aj funkčnej zložky ich integrity. Jednou z ciest na odstránenie malého šumu, ktorý vyplýva z toho, že meteorologické podmienky v rôzne dni môžu byť podobné, ale nikdy nie sú identické, je realizovať väčší počet meraní pre každý ekosystém a vypočítané hodnoty disipácie slnečnej energie v rámci jednotlivých ekosystémov spriemerovať.

V tabuľkách 2 a 3 uvedených nižšie uvádzame priemerné hodnoty účinnosti disipácie slnečnej energie v časovom intervale 10.30 – 13.30 okolo poludnia miestneho stredného slnečného času ako aj

relatívnu účinnosť tejto disipácie vzťahnutú k rozdielu medzi najväčšími a najmenšími hodnotami disipácie energie v rámci hodnotených povrchov.



Obr. 8. Porovnanie 6 hodinového priebehu (okolo poludnia miestneho stredného slnečného času) účinnosti disipácie slnečnej energie rôznymi typmi ekosystémov na úpätí Tematínskych vrchov v roku 2010. Skratka RT v legende znamená, že výpočet účinnosti disipácie slnečnej energie odkrytým substrátom vychádzal z meraní teploty povrchu teplomerom Raytec. Autor: P. SABO, 2017.

Absolútna a relatívna účinnosť disipácie energie slnečného žiarenia

Absolútna účinnosť disipácie slnečnej energie ekosystémom na báze indikátora SED vyjadruje vyjadruje percentuálny podiel priemernej veľkosti čistého toku energie R_n využitej a transformovanej ekosystémom na energiu nižšej kvality a reálneho toku absorbovaného žiarenia Q_{in} za danú časovú jednotku. V našom prípade sme zvolili interval 10.30 – 13.30 hod.

Tabuľka 2. Priemerná účinnosť disipácie slnečnej energie (index SED v %) v lokalite Tematínske vrchy. Výpočet bol realizovaný pre časový interval 10.30 – 13.30 hod, podľa bilancie žiarenia a v jednom prípade aj s využitím meraní povrchu ručným teplomerom Raytec (označené RT).

Stanovište a typ porastu (povrchu)	Priemer	Medián	Max	Min	Rozpätie	Odchýlka
T1 borovicový porast 20.8.	89,975	89,986	91,094	88,653	2,441	0,443
T1 borovicový porast 21.8.	90,790	90,827	91,689	89,486	2,203	0,477
T1 priemer borovic. porast 20.-21.8.	90,382	90,450	91,187	89,166	2,022	0,391
T2 cerový porast 22.8.	91,337	91,355	92,096	90,166	1,930	0,375
T2 cerový porast 23.8.	91,627	91,690	92,198	90,695	1,503	0,306
T2 priemer cerový porast 22.-23.8.	91,482	91,527	92,005	90,520	1,486	0,278
T3 borievkové kroviný 20.8.	84,885	84,921	85,810	83,452	2,358	0,436
T4 xerothermný travinný 21.8.	80,760	81,008	81,560	78,907	2,654	0,659
T4 xerothermný travinný 22.8.	81,433	81,506	82,431	80,014	2,417	0,508
T4 xerothermný travinný 23.8.	81,836	81,883	83,110	79,532	3,578	0,631
T4 priemer xero. travinný 21.-23.8.	81,343	81,520	82,057	79,569	2,488	0,529
T5 odkrytý substrát 22.8.(RT)	71,973	71,509	76,378	69,341	7,037	2,323

Keďže vo vegetačnom období sa najviac slnečnej energie minie na evapotranspiráciu, je zrejmé, že disipácia slnečnej energie sa v čase mení, najmä v závislosti od zmien toku žiarenia, v menšej miere od teploty a vlhkosti ovzdušia, rýchlosti a smeru vetra a od vlhkosti pôdy, prípadne od obsahu živín v pôde a pod. Vzhľadom k ustálenej meteorologickej situácii boli rozdiely nami vypočítaných hodnôt disipácie pre tie isté povrchy v rôzne dni minimálne (v rozsahu 0,3 pre cerový porast, 0,9 pre zmiešaný, prevažne borovicový porast a 0,5 až 1,3 % pre xerothermnú lúku). Keďže rozdiely zistené medzi rôznymi ekosystémami sú niekoľkonásobne vyššie, môžeme aj merania uskutočnené v rôzne dni využiť na porovnanie funkčnej zložky ekologickej komplexity a integrity ekosystémov.

V tabuľke 3 uvádzame priemerné hodnoty indexu relatívnej účinnosti disipácie energie rôznymi povrchmi na stanovištiach T1 až T5. Rozpätie hodnôt sme ohraničili minimálnou a maximálnou vypočítanou hodnotou indexu SED (pre všetky typy ekosystémov a pre všetky časové intervaly veľkosti 1 minúta zachytené záznamníkom), ktoré sme zaokrúhlili na najbližšie nižšie resp. vyššie číslo s tromi desatinnými miestami. Hodnoty z tabuľky 2 sme teda znormovali v rámci rozpätia 69,341 – 92,198, čím sme získali index relatívnej účinnosti zachytu a využitia energie (SED_{rel}). Pri porovnaní tabuliek 2 a 3 vidieť, že poradie jednotlivých ekosystémov resp. povrchov ostalo vo vzťahu k ich schopnosti

disipácie resp. zachytu a využitia energie zachované, avšak zmenili sa relatívne rozdiely medzi nimi, čo súvisí s rozdielnym rozpätím maximálnych a minimálnych vypočítaných hodnôt.

Keďže najvyššiu hodnotu disipácie energie slnečného žiarenia vykazuje cerový porast, ktorý je v území na úpätí Tematínskych vrchov zároveň referenčným prírodným ekosystémom, znamená to, že relatívnu účinnosť disipácie slnečného žiarenia (ktorú vzťahujeme na tento porast), môžeme súčasne považovať za vyjadrenie funkčnej zložky ekologickej integrity hodnoteného ekosystému.

Tabuľka 3. Index priemernej relatívnej účinnosti disipácie slnečnej energie pre povrchy v území Tematínske vrchy. Výpočet bol realizovaný pre časový interval 10.30 – 13.30 hod.

Stanovište a typ porastu (povrchu)	Priemer	Medián	Max	Min	Rozpätie	Odchýlka
T1 borovicový porast 20.8.	0,903	0,903	0,952	0,845	0,107	0,019
T1 borovicový porast 21.8.	0,938	0,940	0,978	0,881	0,096	0,021
T1 priemer borov. porast 20.-21.8.	0,921	0,922	0,965	0,863	0,102	0,020
T2 cerový porast 22.8.	0,962	0,963	0,996	0,911	0,084	0,016
T2 cerový porast 23.8.	0,975	0,978	1,000	0,934	0,066	0,013
T2 priemer cerový porast 22.-23.8.	0,969	0,970	0,998	0,923	0,075	0,015
T3 borievkové kroviny 20.8.	0,680	0,682	0,721	0,617	0,103	0,019
T4 xerothermný travinný 21.8.	0,500	0,510	0,535	0,418	0,116	0,029
T4 xerothermný travinný 22.8.	0,529	0,532	0,573	0,467	0,106	0,022
T4 xerothermný travinný 23.8.	0,547	0,549	0,602	0,446	0,157	0,028
T4 priemer xero. travinný 21.-23.8.	0,525	0,530	0,570	0,444	0,126	0,026
T5 odkrytý substrát 22.8.(RT)	0,115	0,095	0,308	0,000	0,308	0,102

Interpretácia účinnosti disipácie energie slnečného žiarenia rôznymi typmi zemského povrchu

Z ilustrácií na obr. 8 a z výsledkov v tabuľkách 2 a 3 vyplýva niekoľko zovšeobecnení ohľadne využitia koncepcie disipácie slnečnej energie na hodnotenie komplexity ekosystémov.

- ❖ Ako referenčný ekosystém s najnižšou komplexitou v území môžeme zobrať odkrytý substrát lesnej cesty (stanovište T5), ktorý má najnižšiu schopnosť disipácie energie. Aj v prípade tejto cesty však priemerná účinnosť disipácie energie prevýšila 70 %. K tejto pomerne vysokej hodnote prispievajú aj jednoduché fyzikálne procesy v zohrievanom substráte. Výsledok však ovplyvnil aj tlmivý vplyv lesných porastov, cez ktoré línia cesty prechádza. V prípade, ak by takýto substrát pokrýval väčšiu plochu a bol by oslnený od rána do večera, jeho teplota by bola vyššia a účinnosť disipácie nižšia. Prevažná časť energie sa v telese cesty spotrebuje na akumuláciu tepla v hornine a tepelný tok v nej, a na ohrev vzdušia od tohto povrchu, iba veľmi malá časť sa využije na evaporáciu.
- ❖ Ako referenčný ekosystém s najvyššou ekologickou komplexitou môžeme zobrať ten, ktorý v rámci meraní najúčinnnejšie disipuje a zachytáva slnečnú energiu. Optimálne je, ak tento zodpovedá potenciálnej prirodzenej vegetácii, ktorou sú v Tematínskych vrchoch xerothermofilné lesy a dubovo-

cerové lesy. V takom prípade (čo je aj náš prípad) sa relatívna účinnosť disipácie slnečnej energie môže považovať za funkčnú zložku ekologickej integrity ekosystému.

- ❖ Pri povrchu pokrytom vegetáciou sa účinnosť disipácie zreteľne zvyšuje smerom k vyšším sukcesným štádiám – najnižšia bola zistená pre xerothermný travinný porast (stanovište T4 priemerná relatívna účinnosť disipácie $SED_{rel, T4} = 0,500$ až $0,547$). Vyššiu účinnosť vykazujú borievkové kroviny (stanovište T3, $SED_{rel, T3} = 0,680$) a najvyššiu okraje lesných porastov (stanovište T1, T2, $SED_{rel, T1} = 0,903$ až $0,938$ a $SED_{rel, T2} = 0,962$ až $0,975$) – z technických dôvodov sme mohli merať bilanciu žiarenia iba pre nižšie a dlhodobo osvetlené stromy na južnom okraji lesa. Uvedené zistenie demonštruje princípy nerovnovážnej termodynamiky živých systémov, konkrétne, že zložitejšie štruktúry sukcesne vyšších štádií účinnejšie disipujú energiu. V našom prípade sú to najmä stromové porasty, čo indikuje, že vo vegetačnom období majú aj najvyššiu evapotranspiráciu.
- ❖ Výsledok podčiarkuje úlohu vegetácie pri regulácii miestnej klímy v krajine. Ak slnečná energia, ktorá vstupuje do krajiny nemôže byť využitá na evapotranspiráciu (napr. na výpar 1 kg vody pri $20\text{ }^{\circ}\text{C}$ je potrebné dodať $0,68\text{ kWh}$ energie, POKORNÝ et al. 2010) potom prehrieva krajinu. Vysoké skupenské teplo vody znamená vysokú spotrebu energie na evapotranspiráciu, k tomu je však v krajine potrebná voda a primerané zastúpenie ekosystémov vyšších sukcesných štádií.
- ❖ Za povšimnutie tiež stojí mierne znižovanie oscilácií hodnôt disipácie smerom od nižších sukcesných štádií k vyšším. Kým štandardná odchýlka meraní je v prípade cerového porastu iba $0,013$ až $0,016$, v prípade substrátu lesnej cesty je to už $0,102$, t.j. takmer rádovo viac. Samozrejme aj ekosystém vysokých sukcesných štádií má svoju dynamiku, avšak jeho oscilácie sú nižšie, ako je tomu v prípade nižších sukcesných štádií alebo povrchov bez vegetácie, čo indikuje vyššiu rezilienciu stromových porastov oproti xerothermnej lúke aj oproti lesnej ceste.

3.3 Záchyt a využitie slnečnej energie, porovnávanie ekosystémov

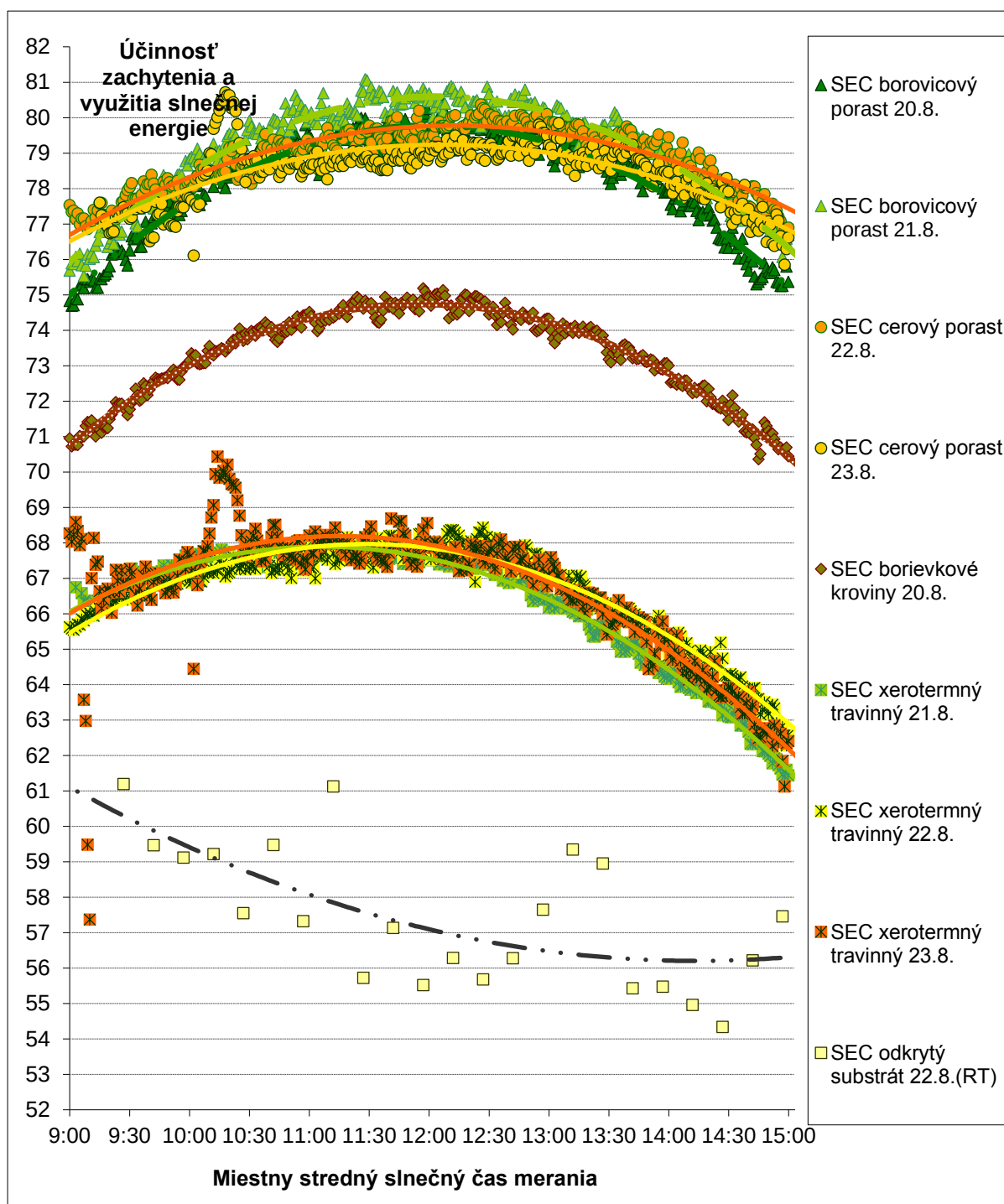
Absolútna a relatívna účinnosť záchytu slnečnej energie

Na obr. 9. ilustrujeme účinnosť záchytu a využitia slnečnej energie hodnotenými ekosystémami, index SEC. Absolútnu aj relatívnu účinnosť záchytu slnečnej energie pre danú lokalitu sme už počítali v práci SABO et al. (2011), avšak v tejto štúdii je výpočet presnejší (výsledky sa preto málo odlišujú) v dôsledku správneho priradenia emisivity dokonale čierneho telesa pyrgeometra ($\varepsilon = 1$). Navyše aj zvolený interval výpočtu indexu SEC 11.30 až 13.30 hod je iný ako v roku 2011.

Tabuľka 4. Priemerná účinnosť záchytu a využitia slnečnej energie (- index SEC v %) v lokalite Tematínske vrchy. Výpočet bol realizovaný pre časový interval 11.30 – 13.30 hod, podľa bilancie žiarenia a v jednom prípade aj s využitím meraní povrchu ručným teplomerom Raytec (označené RT).

Stanovište a typ porastu (povrchu)	Priemer	Medián	Max	Min	Rozpätie	Odhýlka
T1 borovicový porast 20.8.	79,344	79,365	80,426	78,283	2,143	0,408
T1 borovicový porast 21.8.	80,178	80,188	81,091	79,214	1,877	0,411
T1 priemer borovic. porast 20.-21.8.	79,761	79,851	80,537	78,913	1,623	0,347
T2 cerový porast 22.8.	79,521	79,555	80,379	78,131	2,249	0,399
T2 cerový porast 23.8.	78,919	78,887	79,849	78,259	1,590	0,298
T2 priemer cerový porast 22.-23.8.	79,220	79,246	79,805	78,419	1,387	0,304
T3 borievkové kroviný 20.8.	74,385	74,396	75,190	73,178	2,012	0,387
T4 xerothermný travinný 21.8.	67,243	67,521	68,059	65,351	2,708	0,677
T4 xerothermný travinný 22.8.	67,548	67,619	68,437	66,147	2,290	0,509
T4 xerothermný travinný 23.8.	67,551	67,633	68,689	65,417	3,272	0,602
T4 priemer xero. travinný 21.-23.8.	67,447	67,653	68,181	65,750	2,431	0,542
T5 odkrytý substrát 22.8.(RT)	57,544	57,230	61,129	55,523	5,606	1,811

V tabuľke 5 uvádzame priemerné hodnoty indexu relatívnej účinnosti zachytu a využitia energie rôznymi povrchmi na stanovištiach T1 až T5. Rozpätie hodnôt sme opäť ohraničili minimálnou a maximálnou vypočítanou hodnotou indexu SEC,. Hodnoty z tabuľky 4 sme znormovali v rámci rozpätia 55,523 – 81,091 %, čím sme získali index relatívnej účinnosti zachytu a využitia energie (SEC_{rel}).



Obr. 9. Porovnanie 6 hodinového priebehu (okolo poludnia miestneho stredného slnečného času) účinnosti zachytenia a využitia slnečnej energie rôznymi typmi ekosystémov na úpätí Tematínskych vrchov v roku 2010. Skratka RT v legende znamená, že výpočet účinnosti disipácie slnečnej energie odkrytým substrátom vychádzal z meraní teploty povrchu teplomerom Raytec. Zdroj: Sabo et al., 2011a, upravené.

Tabuľka 5. Index priemernej relatívnej účinnosti záchytu a využitia slnečnej energie pre povrchy v území Tematínske vrchy. Výpočet bol realizovaný pre časový interval 11.30 – 13.30 hod.

Stanovište a typ porastu (povrchu)	Priemer	Medián	Max	Min	Rozpätie	Odchýlka
T1 borovicový porast 20.8.	0,932	0,933	0,974	0,890	0,084	0,016
T1 borovicový porast 21.8.	0,964	0,965	1,000	0,927	0,073	0,016
T1 priemer borov. porast 20.-21.8.	0,948	0,949	0,987	0,908	0,079	0,016
T2 cerový porast 22.8.	0,939	0,940	0,972	0,884	0,088	0,016
T2 cerový porast 23.8.	0,915	0,914	0,951	0,889	0,062	0,012
T2 priemer cerový porast 22.-23.8.	0,927	0,927	0,962	0,887	0,075	0,014
T3 borievkové kroviny 20.8.	0,738	0,738	0,769	0,691	0,079	0,015
T4 xerothermný travinný 21.8.	0,458	0,469	0,490	0,384	0,106	0,026
T4 xerothermný travinný 22.8.	0,470	0,473	0,505	0,416	0,090	0,020
T4 xerothermný travinný 23.8.	0,470	0,474	0,515	0,387	0,128	0,024
T4 priemer xero. travinný 21.-23.8.	0,466	0,472	0,503	0,396	0,108	0,023
T5 odkrytý substrát 22.8.(RT)	0,079	0,067	0,219	0,000	0,219	0,071

Rozdiely nami vypočítanými hodnotami záchytu a využitia slnečnej energie pre tie isté povrchy v rôzne dni boli opäť minimálne (v rozsahu 0,3 až 1,0 %), pričom rozdiely zistené medzi rôznymi ekosystémami boli opäť niekoľkonásobne vyššie, môžeme preto porovnávať index SEC ako indikátor funkčnej zložky ekologickej komplexity opäť pre rôzne ekosystémy.

Interpretácia záchytu a využitia slnečnej energie rôznymi typmi zemského povrchu

Z ilustrácie na obr. 9 a z výsledkov v tabuľkách 4 a 5 opäť vyplýva niekoľko zovšeobecnení.

- ❖ Ako referečný ekosystém s najnižšou komplexitou v danom území sme opäť zobrali odkrytý substrát (stanovište T5), ktorý má najnižšiu schopnosť disipácie energie. Aj v prípade tohto substrátu však účinnosť záchytu energie prevýšila 50 %. Opäť platí, že V prípade, ak by takýto substrát pokrýval väčšiu plochu a bol by dlhšie oslnený, jeho index SEC by mal menšiu hodnotu.
- ❖ Ako referečný ekosystém s najvyššou možnou ekologickou komplexitou sme zobrali zmiešaný porast s prevahou borovic, ktorý v rámci meraní v danom časovom intervale najúčinnnejšie zachytáva a využíva slnečnú energiu. Rozdiel oproti porastu cerového lesa je však veľmi malý (najviac 1,6 %, čo môže byť spôsobené špecifikami stanovišť) preto s určitým zjednodušením môžeme údaje v tabuľke 5 aspoň orientačne brať za obraz ekologickej integrity jednotlivých hodnotených ekosystémov.
- ❖ Opäť vidieť výrazné rozdiely medzi rôznymi sukcesnými štádiami, ktoré sú väčšie ako v prípade indexu SED, to znamená, že index SEC mal pre dané meteorologické podmienky väčšiu diskriminačnú silu. Môžeme zhrnúť, že účinnosť záchytu a využitia slnečnej energie sa tak ako v prípade disipácie tejto energie zvyšuje smerom od odkrytého substrátu k povrchom pokrytým vegetáciou a v rámci vegetácie sa opäť zreteľne zvyšuje smerom od nižších sukcesných štádií k vyšším. Najnižší index SEC bol opäť zistený pre travinný porast (stanovište T4, $SEC_{rel,T4} = 0,458$ až $0,470$), nasledujú borievkové kroviny (stanovište T3, $SEC_{rel,T3} = 0,738$) a najvyšší index majú okraje

lesných porastov (stanovištia T1 a T2, $SEC_{rel,T2} = 0,915$ až $0,939$ a $SEC_{rel,T1} = 0,932$ až $0,964$). Vidieť, že v prípade sukcesne vyšších, to znamená aj zložitejších ekosystémov sa nezvyšuje iba disipácia energie, ale aj jej záchyt (a tým aj jej využitie) v ekosystéme.

- ❖ Rozdiely medzi účinnosťou záchytu energie v rôznych sukcesných štádiách namerané za jasných dní sa v smere sukcesie na hodnotenej lokalite postupne znižujú. Rozdiely medzi krovinami a stromami sú tu menšie ako rozdiely medzi krovinami a travnými porastami a tie sú menšie ako rozdiely účinnosti záchytu energie travným porastom voči odkrytému substrátu.

Získané výsledky opäť umožňujú ilustrovať rozdiel medzi pojmami ekologickej komplexity a integrity. Kým účinnosť záchytu a využitia slnečnej energie (index SEC) reflektuje úroveň ekologickej komplexity hodnotených ekosystémov, index relatívnej účinnosti záchytu energie (ovplyvnený hraničnými hodnotami a rozpätím hodnôt v danom území) indikuje funkčný rozmer ekologickej integrity.

Záchyt a využitie slnečnej energie v závislosti od toku žiarenia

Jednou z ciest ako zmenšiť šum spôsobený aj malou variabilitou meteorologických podmienok je hodnotiť disipáciu slnečnej energie v závislosti od toku slnečného žiarenia k povrchu ekosystému. (Ďalej je samozrejme možné ošetriť vzťah medzi účinnosťou disipácie resp. záchytu slnečnej energie a vlhkosťou ovzdušia, rýchlosťou vetra, aj vlhkosťou pôdy. V našom prípade sa obmedzíme na riešenie vzťahu disipácie a záchytu energie k veľkosti toku žiarenia do ekosystému.) Priemerné hodnoty indexu SEC pre jednotlivé typy ekosystémov získané spriemerovaním hodnôt v intervale toku žiarenia 450 W.m^{-2} až 800 W.m^{-2} prezentujeme v tabuľke 6.

Tabuľka 6. Priemerná účinnosť záchytu a využitia slnečnej energie (- index SEC v %) v lokalite Tematínske vrchy v závislosti od toku žiarenia. Výpočet bol realizovaný pre interval toku žiarenia $450 - 800 \text{ W.m}^{-2}$, ktorý zhruba zopovedá veľkosti toku žiarenia medzi 8.00 a 16.00. (Poznámka: Uvádzané hodnoty sú menšie ako v prípade tabuľky 4, keďže použitý časový interval je podstatne dlhší.)

Stanovište a typ porastu (povrchu)	Priemer SEC	Medián SEC	Max SEC	Min SEC	Rozpätie SEC	Priemer. Vstup energie
T1 borovicový porast 20.8.	76,273	76,600	70,724	79,790	9,066	666,964
T1 borovicový porast 21.8.	77,534	78,129	71,936	81,091	9,155	662,110
T1 priemer borovic. porast 20.-21.8.	76,904	77,365	71,330	80,441	9,110	664,537
T2 cerový porast 22.8.	78,142	78,340	74,529	80,104	5,575	666,904
T2 cerový porast 23.8.	78,167	78,623	73,898	80,719	6,821	698,672
T2 priemer cerový porast 22.-23.8.	78,154	78,482	74,213	80,412	6,198	682,788
T3 borievkové kroviny 20.8.	71,342	71,708	66,375	74,390	8,016	653,730
T4 xerothermný travný 21.8.	64,734	65,861	57,046	68,030	10,984	677,896
T4 xerothermný travný 22.8.	65,490	66,132	58,341	68,138	9,798	667,890
T4 xerothermný travný 23.8.	66,033	66,920	57,989	70,436	12,447	684,245
T4 priemer xero. travný 21.-23.8.	65,419	66,305	57,792	68,868	11,076	676,677

V tabuľke 7 uvádzame priemerné hodnoty indexu relatívnej účinnosti záchytu a využitia energie rôznymi povrchmi na stanovištiach T1 až T4 v závislosti od toku žiarenia, pričom sme použili rovnaký postup znormovania údajov ako v tabuľke 5.

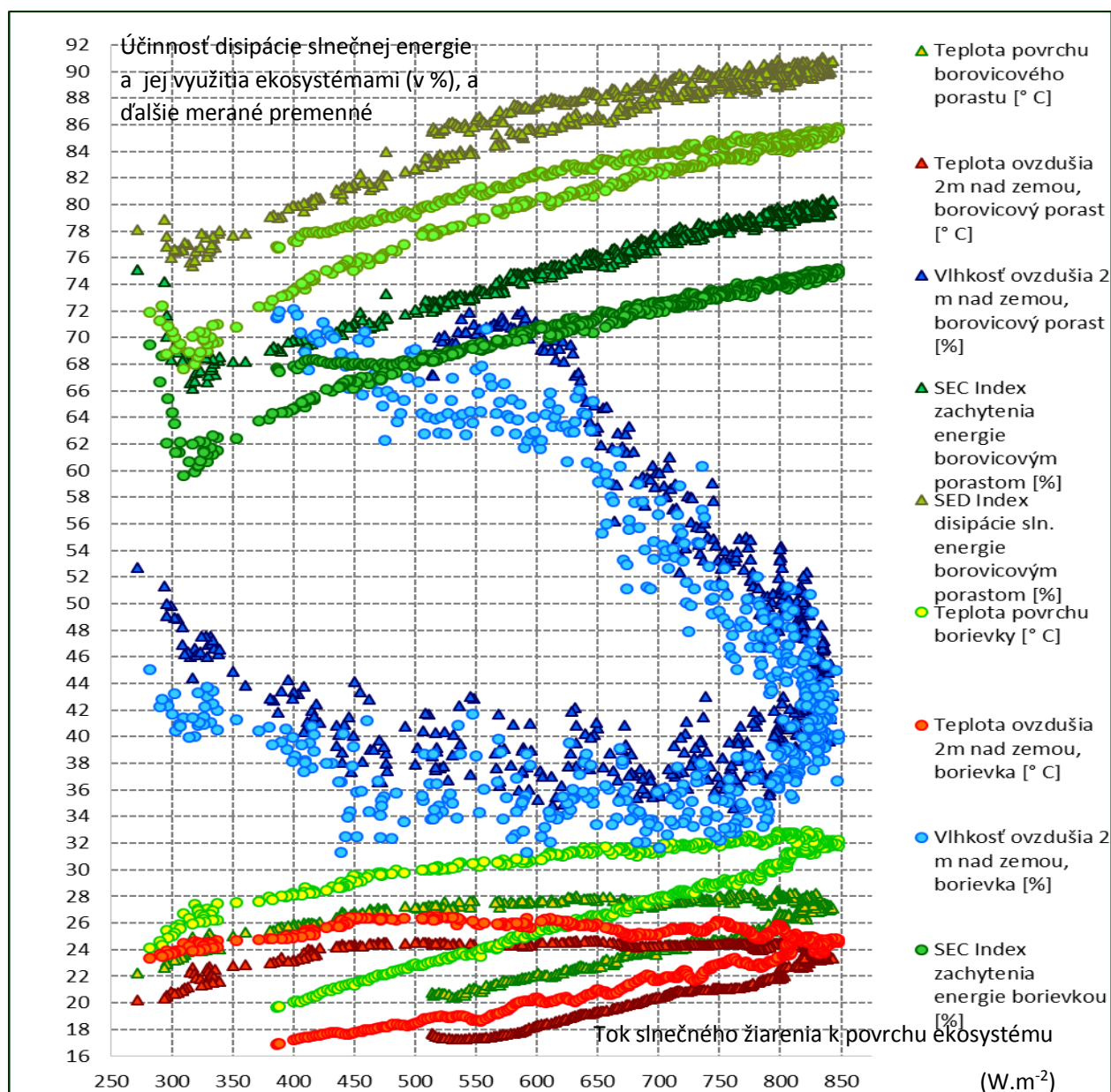
Tabuľka 7. Relatívna účinnosť záchytu a využitia slnečnej energie (index SEC) v lokalite Tematínske vrchy v závislosti od toku žiarenia. Výpočet bol realizovaný pre interval toku žiarenia 450 – 800 W.m⁻², ktorý zhruba zodpovedá veľkosti toku žiarenia medzi 8.00 a 16.00. Uvádzané hodnoty sú opäť menšie ako v prípade tabuľky 5, keďže použitý časový interval je podstatne dlhší.

Stanovište a typ porastu (povrchu)	Priemer SEC	Medián SEC	Max SEC	Min SEC	Rozpätie SEC	Priemer. Vstup energie
T1 borovicový porast 20.8.	0,812	0,824	0,949	0,595	0,355	666,964
T1 borovicový porast 21.8.	0,861	0,884	1,000	0,642	0,358	662,110
T1 priemer borovic. porast 20.-21.8.	0,836	0,854	0,975	0,618	0,356	664,537
T2 cerový porast 22.8.	0,885	0,892	0,961	0,743	0,218	666,904
T2 cerový porast 23.8.	0,886	0,903	0,985	0,719	0,267	698,672
T2 priemer cerový porast 22.-23.8.	0,885	0,898	0,973	0,731	0,242	682,788
T3 borievkové krovinu 20.8.	0,619	0,633	0,738	0,424	0,314	653,730
T4 xerothermný travinný 21.8.	0,360	0,404	0,489	0,060	0,430	677,896
T4 xerothermný travinný 22.8.	0,390	0,415	0,493	0,110	0,383	667,890
T4 xerothermný travinný 23.8.	0,411	0,446	0,583	0,096	0,487	684,245
T4 priemer xero. travinný 21.-23.8.	0,387	0,422	0,522	0,089	0,433	676,677

V tabuľkách 6 a 7 sa poradie účinnosti záchytu a využitia slnečnej energie ekosystémami zmenilo v prípade najvyšších sukcesných štádií. V priemere najlepšie zachytáva slnečnú energiu porast duba cerového (*Quercus cerris*), ktorý je v danej lokalite pôvodný. Vysvetlenie rozdielov oproti tabuľkám 4 a 5 podáva graf na obr. 9, z ktorého je zjavný strmší denný priebeh záchytu a využitia slnečnej energie u zmiešaného, najmä borovicového porastu, ako je tomu v prípade cerového porastu, pri ktorom je priebeh uvedenej krivky vyrovnannejší. To znamená, že ak sa zoberie dlhší časový interval, ako je tomu v tabuľkách 6 a 7, naj účinnejšie bude zachytávať a využívať slnečnú energiu práce cerový porast.

Na obr. 10 ilustrujeme závislosť priebehu účinnosti disipácie slnečnej energie a jej využitia, ako aj povrchovej teploty, teploty ovzdušia a vlhkosti od intenzity toku žiarenia k ekosystému. Z priebehu disipácie slnečnej energie a z priebehu jej zachytenia a využitia dvomi typmi ekosystémov – borovicovým porastom a porastom borievky – vyplýva jedna pozoruhodná skutočnosť: Disipácia slnečnej energie je spravidla vyššia v priebehu slnečného dopoludnia, kedy je povrchová teplota ekosystému aj teplota ovzdušia nižšia, kým vlhkosť ovzdušia je vyššia. Popoludní, pri vyšších teplotách povrchu aj ovzdušia a pri nižšej vlhkosti ovzdušia sú využitie aj disipácia energie nižšie. Tento trend sme za jasných dní potvrdili počas všetkých meraní a u rôznych typov ekosystémov s vegetáciou.

Disipácia slnečnej energie sa prirodzene zvyšuje s rastom toku žiarenia do ekosystému a klesá s jeho poklesom, tento pokles je však popoludní (pri rovnakých hodnotách Q_{in}) výraznejší. Konvenčné vysvetlenie podľa učebníc biológie (napr. STARR et al. 2013) vychádza z toho, že rastliny popoludní pri väčšej horúčave viac zatvárajú prieduchy, aby sa chránili pred nadmernými stratami vody transpiráciou. To však celkom neodpovedá na otázku, prečo rastliny začínajú výraznejšie znižovať disipáciu slnečnej energie práve čase, kedy je už zreteľný trend poklesu toku slnečného žiarenia do ekosystému, čomu zodpovedá aj pokles teploty povrchu aj teploty ovzdušia nad ním. Ak zoberieme do úvahy niektoré novšie práce venované otázkam „inteligencie rastlín“ (napr. TREWAVAS 2014, 2016), potom sa ponúka aj nekonvenčná úvaha. Rastliny akoby vyhodnocovali trendy zmien toku žiarenia, zahrievania povrchu a ovzdušia a pokiaľ sa tieto zmenia, menia aj svoje správanie. Nesvedčí však vyhodnocovanie trendov o očakávaníach budúcnosti (pokles toku žiarenia) a tým o istom stupni inteligencie?



Obr. 10. Porovnanie účinnosti disipácie slnečnej energie a účinnosti zachytenia a využitia slnečnej energie (a ďalších premenných) v závislosti od toku žiarenia pre dva typy ekosystémov na úpätí Tematínskych vrchov dňa 22.augusta 2010. Autor: P. Sabo, 2017.

3.4 Príklad využitia proxy indikátorov na báze teplotnej kapacity a odozvy

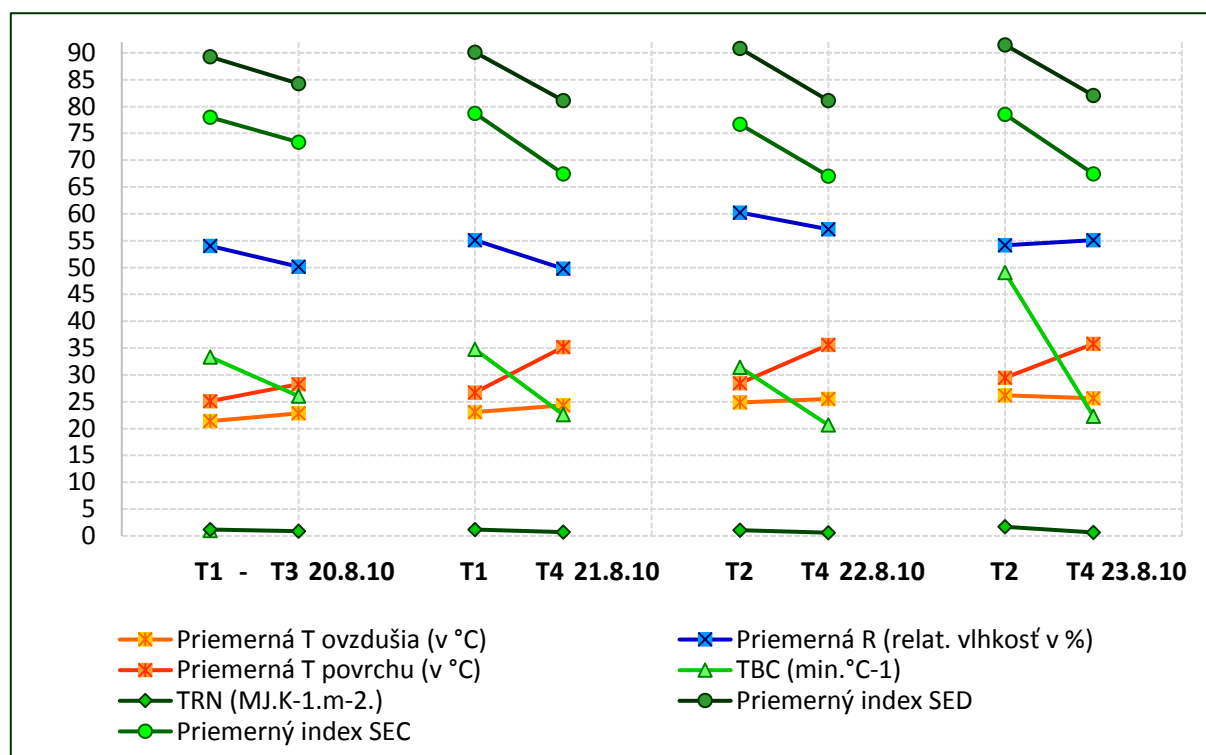
Ako sme už uviedli, hodnotenie teplotnej inertnosti a teplotnej odozvy je pomerne citlivé aj na malú zmenu meteorologických podmienok, preto ho uvádzame iba ako doplnujúce. Na druhej strane, vzhľadom k sérii jasných a horúcich dní sú aj tieto výsledky zaujímavé. Teplotu povrchu sme počítali zo zosnímaného priemerného toku dlhovoľného infračerveného žiarenia emitovaného daným povrchom (v časovom intervale nárastu teploty dopoludnia miestneho stredného slnečného času), s využitím Stefanovho-Boltzmannovho zákona. Výsledky uvádzame v tabuľke 8 a v grafe 11.

Tabuľka 8. teplotné premenné a teplotné indikátory disipácie slnečnej energie ekosystémami. Intervaly merania boli určené podľa výskytu minimálnej a maximálnej teploty v priebehu jej stúpania medzi 8:30 a 13:00, nie sú totožné, v podstatnej časti sa však prekrývajú.

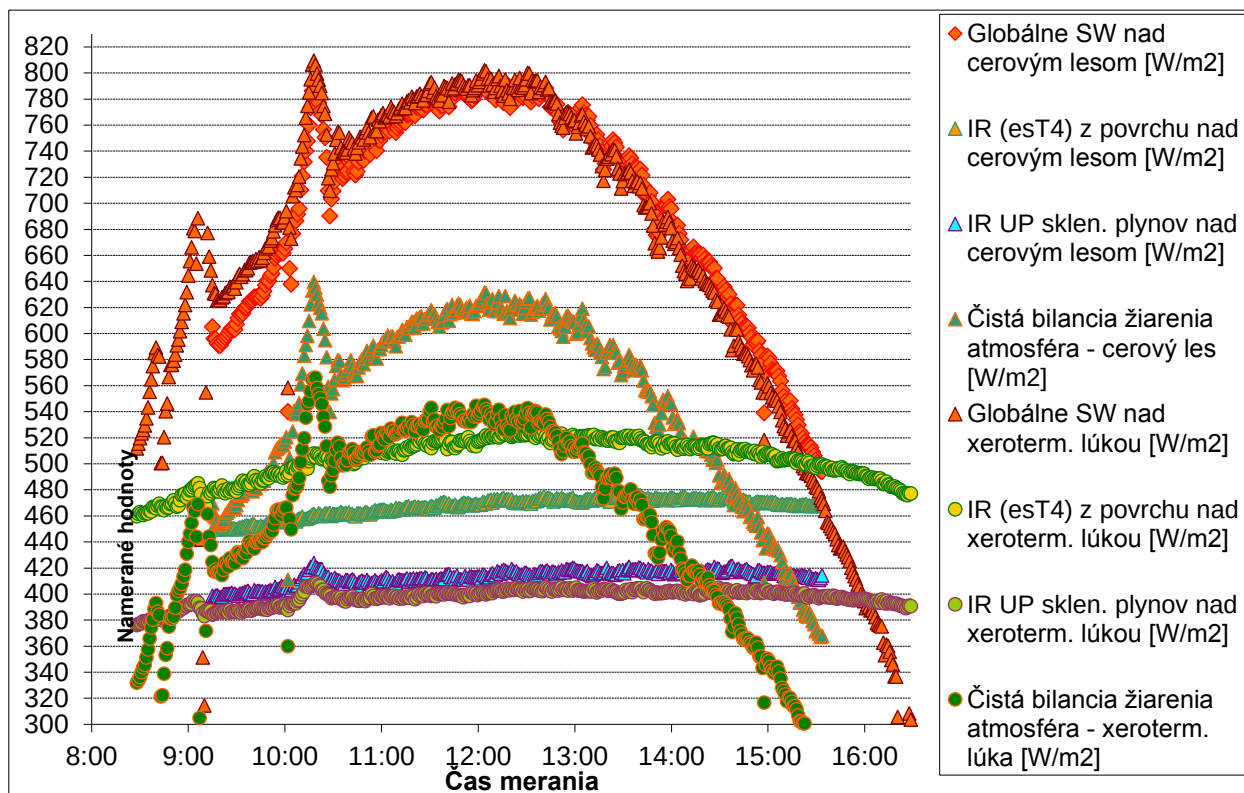
Premenné a indexy / Stanovište	T1 20.8.10	T3 20.8.10	T1 21.8.10	T4 21.8.10	T2 22.8.10	T4 22.8.10	T2 23.8.10	T4 23.8.10
Dátum merania	20.8.10	20.8.10	21.8.10	21.8.10	22.8.10	22.8.10	23.8.10	23.8.10
Začiatok TBC a TRN hodnoten.	9:34	8:38	8:31	9:07	8:30	8:30	9:15	8:32
Koniec TBC a TRN hodnotenia	12:55	12:42	12:45	12:40	12:57	12:32	12:41	12:18
Uvažovaná emisivita povrchu	0,980	0,975	0,980	0,970	0,975	0,970	0,975	0,970
Priemerná T povrchu (v °C)	25,098	28,248	26,710	35,187	28,468	35,606	29,462	35,791
Median T povrchu (v °C)	25,381	28,940	27,096	35,698	29,397	36,909	29,641	36,621
Maximálna T povrchu (v °C)	28,257	31,694	29,497	38,484	31,304	39,313	31,325	39,498
Minimálna T povrchu (v °C)	20,429	22,331	22,191	29,051	22,807	27,600	27,127	29,364
Štandardná odchýlka	2,158	2,488	2,032	2,581	2,370	3,370	0,159	2,758
Priemerná T ovzdušia (v °C)	21,385	22,810	23,054	24,324	24,868	25,535	26,196	25,656
Priemerná R (relat vlhkosť, %)	54,027	50,182	55,102	49,788	60,257	57,146	54,157	55,122
Qin (tok vstupného žiarenia)	744,140	751,080	717,040	758,700	707,903	716,056	729,350	708,214
Rn (zachytená energia)	582,333	552,189	566,598	511,030	558,050	481,029	573,316	478,500
ΣDT povrchu (v °C)	7,827	9,363	7,306	9,432	8,497	11,713	4,197	10,135
Σdtime (v min)	261,000	244,000	254,000	213,000	267,000	242,000	206,000	226,000
TBC (termál. buffer, min.°C ⁻¹)	33,345	26,060	34,764	22,582	31,422	20,660	49,079	22,299
TBC+ (termál. buffer, min.°C ⁻¹)	11,528	10,554	12,491	7,917	11,371	9,070	13,201	6,322
TRN (termálna odozva, MJ.K ⁻¹ .m ⁻² .)	1,170	0,867	1,186	0,697	1,056	0,599	1,696	0,643
TRN+ (termálna odozva, MJ.K ⁻¹ .m ⁻² .)	0,646	0,510	0,650	0,412	0,622	0,351	0,952	0,375

Z tabuľky 8 možno vyčítať, že priemerná teplota ovzdušia v meranej lokalite sa postupne, hoci iba málo zvyšovala od 20.8.2010 až po 23.8.2010, pričom nárast bol strmší v rámci prvých troch dní. Tok slnečného žiarenia Q_{in} smerujúceho k povrchu ekosystému bol relatívne vyrovnaný.

Z grafu na obr. 11 vidieť, že indikátor teplotnej pufracej kapacity TBC v rámci porovnávaných povrchov vykazoval väčšie rozdiely (čo indikujú strmšie úsečky) ako tomu bolo v prípade indikátorov disipácie a zachytu slnečnej energie SED a SEC. V prípade kombinácie stanovišť T2 a T4 sa indikátor TBC pre stanovište čo môže súvisieť s nerovnomerným nárastom toku žiarenia dopoludnia, pri ktorom došlo ku dvom krátkodobým prudkým zvýšeniam toku žiarenia (pri maximálnom vyjasnení oblohy). V každom prípade tieto proxy teplotné indikátory nám demonštrujú ochladzujúci efekt vegetácie v dôsledku disipácie slnečnej energie a jeho nárast smerom k vyšším sukcesným štádiám, ktorých teplota povrchu bola oproti nižším sukcesným štádiám nižšia.



Obr. 11. Ilustrácia teplotných indikátorov TBC a TRN a ich porovnanie s teplotou a relatívnou vlhkosťou ovzdušia, s teplotou povrchu ekosystému a s indexami SED a SEC. Autor: P. Sabo, 2017.



Obr. 12. Priebeh toku slnečného žiarenia dopoludnia 23.8.2010 na úpätí Tematínskych vrchov.

3.5 Hodnotenie štruktúrálnej zložky ekologickej komplexity

Na rozlíšenie úrovne ekologickej integrity potrebujeme aj ďalší ukazovateľ týkajúci sa štruktúry, prirodzenosti a pôvodnosti porastu. Keďže aplikácia Ulanowiczovej koncepcie ascendencie je pre praktické rozlíšenie vyššieho počtu terestrických ekosystémov v praxi ťažko uplatniteľná (PATRICIO a kol. 2006), nižšie prezentujeme výpočet ďalších parciálnych indexov štruktúrálnej EI na báze druhovej diverzity cievnatých rastlín a tiež pôvodnosti a kvality alebo naopak hemeróbie vegetácie.

Súčasná vegetácia na hodnotených stanovištiach na úpätí Tematínskych vrchov

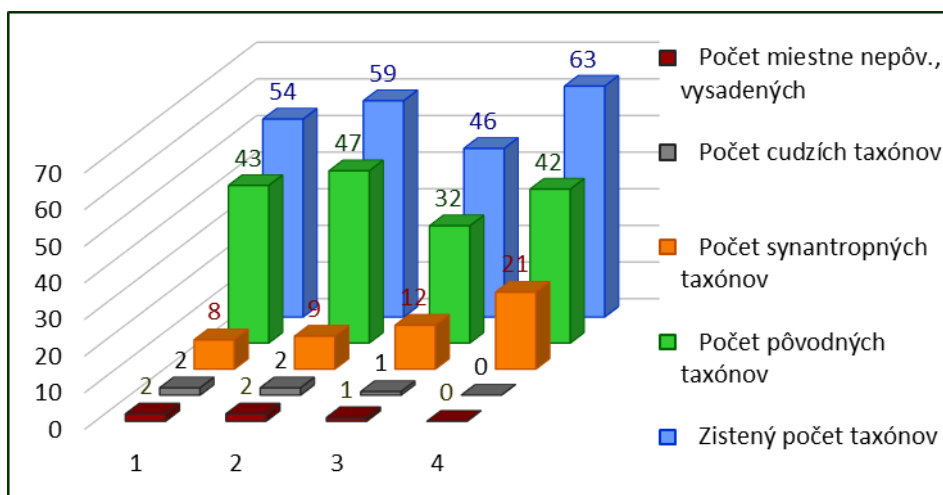
Celkove sme v hodnotenom území determinovali 106 taxónov, z toho 19 druhov drevín. V stromovej etáži dominujú pred desaťročiami na spustnutých plochách vysadené a stále zmladzujúca borovica sosna (*Pinus sylvestris*) a b. čierna (*Pinus nigra*), v zmiešanom poraste je to tu pôvodný dub cerový (*Quercus cerris*), s prímiesou javora horského (*Acer pseudoplatanus*) a ďalších listnáčov na oboch stanovištiach T1 a T2. Z krovín sú tu najmä dráč obyčajný (*Berberis vulgaris*) a borievka obyčajná (*Juniperus communis*), ale tiež lieska obyčajná (*Corylus avellana*), zob vtáči (*Ligustrum vulgare*), ruža šípová (*Rosa canina*), hloh jednozemenný (*Crataegus monogyna*) a ďalšie druhy.

Bylinnú etáž charakterizuje výskyt xerothermných druhov, najmä v xerothermnom lúčnom poraste, avšak aj na sukcesne vyšších stanovištiach, vrátane lesov ktoré sú tu rozvoľnené a pretkané čistinkami. Z teplomilných druhov sa na viacerých stanovištiach vyskytuje napr. tarica horská (*Alyssum montanum*), marinka psia (*Asperula cynanchica*), ďatelinovec päťlistý (*Dorycnium pentaphyllum*), kotúč

poľný (*Eryngium campestre*), horčičník voňavý (*Erysimum odoratum*), guľička bodkovaná (*Globularia punctata*), oman mečolistý (*Inula ensifolia*), ľan tenkolistý (*Linum tenuifolium*), hlaváč žltkastý (*Scabiosa ochroleuca*), sezel sivý (*Seseli osseum*) a hrdobarka obyčajná (*Teucrium chamaedrys*).

Z druhov so širokou ekologickou amplitúdou tu rastie napr. rebríček obyčajný (*Achillea millefolium* agg.), jahoda trávnicová (*Fragaria viridis*), lipkavec mäkký (*Galium mollugo*), ľadenec rožkatý (*Lotus corniculatus*), bedrovník lomikameňový (*Pimpinella saxifraga*). K atraktívnejším druhom tráv v xerothermnom trávinnom poraste patria mednička brvitá (*Melica ciliata*) a kavyľ vláskovitý (*Stipa capillata*), dominantným druhom je tu fúzatka prstnatá (*Botriochloa ischaemum*) a hojnejšia je aj ostrica nízka (*Carex humilis*), z bylín je hojnejšia najmä nevädzka porýnska (*Acosta rhenana*), vyskytuje sa tiež bôľhoj lekársky (*Anthyllis vulneraria*), kozinec vičencovitý (*Atragalus onobrychis*) a ďalšie.

Obr. 13. Porovnanie počtov taxónov na jednotlivých stanovištiach v hodnotenom území na úpätí Tematínskych vrchov. Relatívne vysoké sú počty pôvodných taxónov, kým synantropných druhov je oproti nim menej a rastú najmä na lúke a v krovínach.
Autor: P. Sabo, 2017.



Na obr. 13. ilustrujeme zastúpenie rôznych skupín taxónov na hodnotených stanovištiach – vysadených, cudzích, synantropných aj pôvodných. Z ilustrácie vidieť, že zastúpenie pôvodných taxónov je tu vyššie v prípade lesných porastov, kým najviac naopak, zastúpenie synantropných taxónov sa smerom k vyšším sukcesným štádiám znižuje, najvyššie je na xerothermnej lúke. Najvyššie zastúpenie pôvodných taxónov je v cerovom lese. Z druhov zapísaných v červenom zozname sa tu vyskytujú klinček včasný Lumnitzerov (*Dianthus praecox* subsp. *lumnitzeri*, kategória NT, takmer ohrozený druh), v červenom zozname je zapísaná aj silenka uškátá (*Silene otites*, NT). Z významnejších druhov orchideí tu rastú prilbovky *Cephalanthera rubra* (NT) a *C. damasonium* (NT) a krušík *Epipactis atrorubens* (LC, najmenej dotknutý). Subendemitom Karpát je tu rastúci dvojštitok hladkoplodý maďarský (*Biscutella laevigata* subsp. *hungarica*) a predkarpatským subendemitom je klinček včasný Lumnitzerov (*Dianthus praecox* subsp. *lumnitzeri*) – podľa KLIMENT (1999).

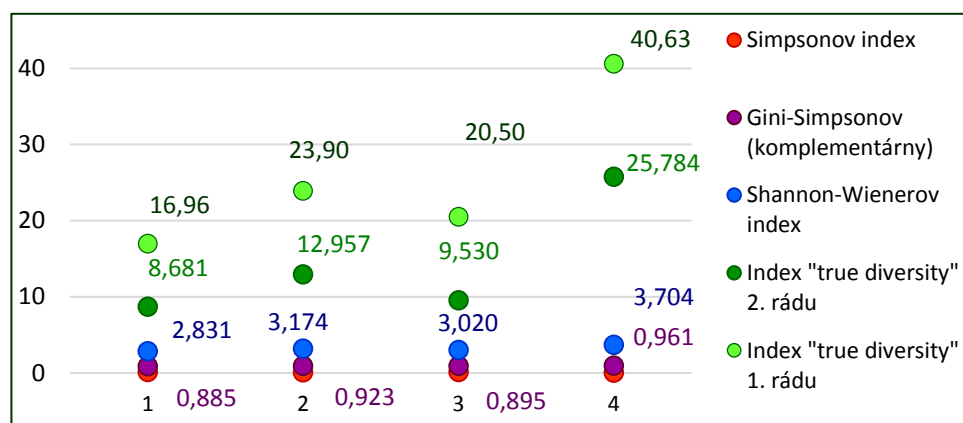
Horizontálna zložitosť štruktúry vegetácie – parciálne indexy diverzity

Ďalšie parciálne indexy ekologickej komplexity a integrity, dopĺňajúce k indexom absolútnej a relatívnej účinnosti zachytu slnečnej energie ekosystémom, sme vypočítali na báze indexov druhovej diverzity cievnatých rastlín na jednotlivých stanovištiach (a to nielen známeho Shannonovho indexu) a na báze parciálnych indexov hemeróbie a kvality vegetácie, ktoré sme získali kvantifikáciou zastúpenia cudzích (aj inváznych), pôvodných, ako aj ohrozených a endemických taxónov.

Druhovú diverzitu indikuje horizontálnu štruktúrnú ekologickú zložitost' spoločenstiev. Nami získané výsledky výpočtov indexov druhovej diverzity cievnatých rastlín vychádzajú z fytocenologických zápisov na každom stanovišti a ich prevodu do numerickej formy podľa van der MAALERA (2007), pričom sme zvolili jeho strmší variant klasifikácie abundancie vyšších rastlín. Grafické spracovanie uvádzame na obr. 14.

Táto diverzita je najvyššia na stanovišti T4, xerothermná lúka a najnižšia v zmiešanom, prevažne borovicovom poraste. Z ilustrácie je zrejماً výhodnosť využívania Hillových čísel, resp. pravdivých indexov diverzity, ktorých rozlišovacia schopnosť je vyššia ako v prípade najčastejš používaného Shannon-Wienerovho indexu. Ilustruje to aj index pravdivej diverzity druhého rádu pre jednotlivé stanovištia“ $^2D_{T1} = 16,959$, $^2D_{T2} = 23,903$, $^2D_{T3} = 20,500$ a $^2D_{T4} = 40,628$. Podobne výrazné, aj keď nižšie rozdiely vyjadríme aj pomocou indexu pravdivej diverzity prvého rádu.

Obr. 14. Indexy druhovej diverzity pre hodnotené stanovištia na úpätí Tematínskych vrchov. Zreteľná je rozdielna diskriminačná sila použitých indexov. Autor: P. Sabo, 2017.

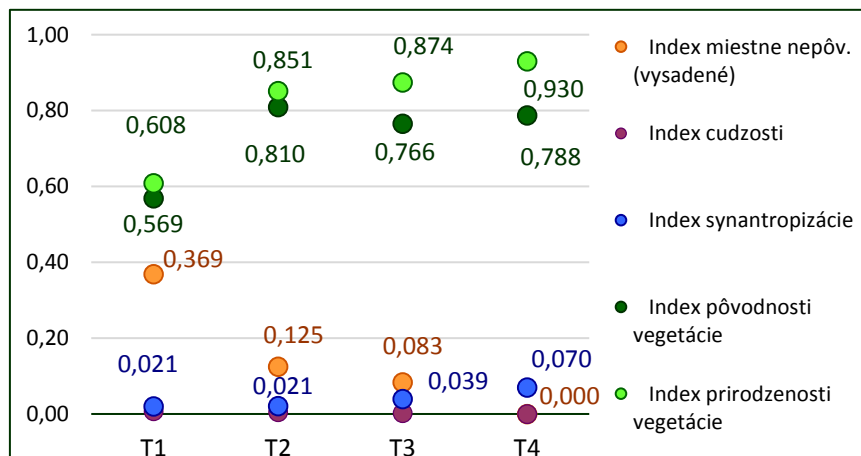


Z ilustrácie vidieť, že funkčná zložka ekologickej komplexity nemusí vždy korešpondovať so štruktúrnou zložkou. Napr. v našom prípade majú najvyššiu kapacitu pre disipáciu slnečnej energie lesné porasty T1 a T2 (resp. ich hodnotené okraje) a naopak, najnižšiu kapacitu pre disipáciu slnečnej energie má xerothermná lúka T4. Táto lúka má najvyššiu druhovú diverzitu v rámci hodnotených stanovišt', kým najnižšiu diverzitu má zmiešaný, prevažne borovicový porast.

Od hemeróbie vegetácie k indikácii ekologickej integrity

Ako sme už uviedli vyššie, podstatou hodnotenia ekologickej integrity (EI) je určenie „ekologickej vzdialenosti“ k normatívu prírodnej krajiny (divočiny), ktorú môžeme opäť rozčleniť do funkčnej, štruktúrálnej a časovej dimenzie. Pri hodnotení štruktúrálnej zložky EI (podobne ako pri hodnotení štruktúrálnej ekologickej komplexity) vychádzame z fytocenologických zápisov na jednotlivých stanovištiach, pričom sa zameriame na hodnotenie podielu cudzích, nepôvodných, synantropných, ale aj pôvodných druhov (*native species*). S rastom podielu cudzích a synantropných druhov sa vzdialenosť hodnoteného ekosystému k referenčnému prírodnému normatívu zvyšuje, čo indikuje nižšiu ekologickú integritu, kým naopak, rast zastúpenia pôvodných druhov indikuje vyššiu horizontálnu zložku ekologickej integrity. Pri výpočtoch indexov prírodoochranného významu sme tiež vychádzali z posledného červeného zoznamu paprad'orastov a kvitnúcich rastlín Slovenska (ELIÁŠ et al. 2015). Keďže prírodoochranný význam vegetácie bol v tomto prípade nízky, v grafe na obr. 15 nie je zachytený, vstupuje však do výpočtov syntetických indexov.

Obr. 15. Indexy cudzosti, synantropizácie, pôvodnosti a prirodzenosti druhového zloženia hodnotených stanovišť. Všimnime si, že index prirodzenosti je tu v podstate inverznou mierou indexov cudzosti, synantropizácie a výsadby.
Autor: P. Sabo, 2017.



Vhodným ukazovateľom narušenia spoločenstva vo forme synantropizácie, inváznosti alebo výsadby cudzích druhov je podiel vysadených, invázných a synantropných druhov v porastoch. Najvyšší podiel v území nepôvodných vysadených taxónov bol v zmiešanom, prevažne borovicovom poraste ($VYS_{T1} = 0,369$), išlo o borovicu čiernu (*Pinus nigra*) a borovicu lesnú (*Pinus sylvestris*). Okrem toho sme v danej lokalite zaznamenali relatívne veľmi nízke zastúpenie cudzích nevysadených taxónov (najvyššie v zmiešanom poraste s borovicami, $ALI_{T1} = 0,008$). Relatívne veľmi nízke bolo aj zastúpenie synantropných taxónov, ktoré bolo najvyššie práve na druhovo bohatej xerothermnej lúke ($SYN_{T4} = 0,070$) a v krovinovom poraste s borievkou obyčajnou (*Juniperis communis*, $SYN_{T3} = 0,039$).

S výnimkou stanovišťa T1 je zastúpenie pôvodných druhov vysoké, najvyššie je v cerovom poraste ($NAT_{T2} = 0,810$) a na xerothermnej lúke ($NAT_{T4} = 0,788$), kým index prirodzenosti je najvyšší na xerothermnej lúke ($RAL_{T4} = 0,930$). Na lokalite vyšiel ako prírodoochranné najvýznamnejší porast borievky obyčajnej – zaevidovali sme tu 3 ohrozené taxóny, z ktorých najvýznamnejší je matranský paleoendemit klinček včasný Lumnitzerov (*Dianthus praecox* subsp. *lumnitzeri*). Tu však treba uviesť, že zápis zachytáva aj časť xerothermnej lúky, na ktorej borievka rastie. Stanovište má teda čiastočne ekotónový charakter a s tým súvisí aj pomerne vysoký počet tu zaznamenaných druhov.

3.6 Indikácia ekologickej integrity

V tabuľke 9 prezentujeme výsledky výpočtov syntetických indexov diverzity, prirodzenosti a prirodzenosti vegetácie ako indikátorov štrukturálnej zložky ekologickej integrity. Poradie stanovišť je rovnaké pre všetky tri hodnotené indexy – Shannon-Wienerov aj pre pravdivé indexy diverzity, napr. pre syntetický index štrukturálnej zložky EI vychádzajúci s pravdivého indexu diverzity 2. rádu vychádza najvyššia hodnota pre xerothermnú lúku $SEI_{2D,T4} = 22,288$, za ňou nasleduje cerový les: $SEI_{2D,T2} = 10,814$ a za týmto lesom nasledujú borievkové kroviny na okraji lúky (ekotón) $SEI_{2D,T3} = 8,010$. Najnižšia hodnota indexu štrukturálnej diverzity vychádza pre zmiešaný porast s dominanciou borovice lesnej $SEI_{2D,T1} = 5,136$, ktorá je v danom území nepôvodná.

Doplnením o priemery relatívnej účinnosti disipácie slnečnej energie SED_{rel} a relatívneho zachytu tejto energie SEC_{rel} (v zjednodušenom prípade hypotetického referenčného ekosystému s kapacitou disipácie energie 100 %) dostaneme syntetické indikátory štrukturálnej aj funkčnej zložky komplexity. Zostupné poradie stanovišť podľa syntetických indexov EI vychádzajúce z indexu SEC a z pravdivého

indexu diverzity 1. rádu je nasledovné: najvyššiu integritu má druhovo pestrá xerothermná lúka $EI_{1D,T4} = 11,014$, pomerne tesne nasleduje cerový les (meraný bol jeho okraj): $EI_{1D,T2} = 10,251$, ktorý je v danom území pôvodný. Pomerne nízke hodnoty integrity má borievkový porast $EI_{1D,T3} = 5,678$ a poradie uzatvára zmiešaný, prevažne borovicový porast $EI_{1D,T1} = 4,800$. Oproti indexu štruktúrálnej diverzity sa tu relatívne najviac zvýšila hodnota cerového porastu, ktorého kapacita disipácie slnečnej energie je spomedzi hodnotených stanovišť najvyššia. Na druhej strane 2D index EI je poznačený charakterom jeho základu – 2D indexu, ktorý zvýrazňuje vplyv druhovej diverzity. Ak by sme zobrali SW index EI, kde rozdiely druhovej diverzity sú menej výrazné, poradie sa zmení a podľa očakávania najvyššiu EI bude mať cerový les.

Tabuľka 9. Syntetické indexy štruktúrálnej aj funkčnej zložky ekologickej integrity. Skratka PV označuje uvažovanie aj prírodoochranného významu na báze výskytu ohrozených a endemických druhov.

Stanovište	T1 zmiešaný porast borov.	T2 cerový porast	T3 borievkový porast	T4 xerothermná lúka
------------	---------------------------	------------------	----------------------	---------------------

Parciálne indexy zložiek ekologickej komplexity

Relatívna účinnosť disipácie slneč. energie (priemery z dní merania)	0,921	0,969	0,680	0,525
Relatívna účinnosť zachytu slneč. energie (priemery z dní merania)	0,948	0,927	0,738	0,466
Shannon-Wienerov index	2,831	3,174	3,020	3,704
Index pravdivej diverzity 1. rádu	16,959	23,903	20,500	40,628
Index pravdivej diverzity 2. rádu	8,681	12,957	9,530	25,784
Index výskytu cudzích druhov a synantropizácie	0,392	0,149	0,126	0,070
Index prírodnosti vegetácie	0,569	0,810	0,766	0,788
Index prirodzenosti	0,608	0,851	0,874	0,930
Index prírodoochr. významu (PV)	0,005	0,005	0,025	0,004

Indexy štruktúrálnej zložky ekologickej integrity

Syntet. SW index diverzity, prírodnosti, prirodzenosti a PV	1,675	2,649	2,539	3,194
Syntet. 1D index diverzity, prírodnosti a prirodzenosti a PV	10,033	19,950	17,231	35,025
Syntet. 2D index diverzity, prírodnosti a prirodzenosti a PV	5,136	10,814	8,010	22,228

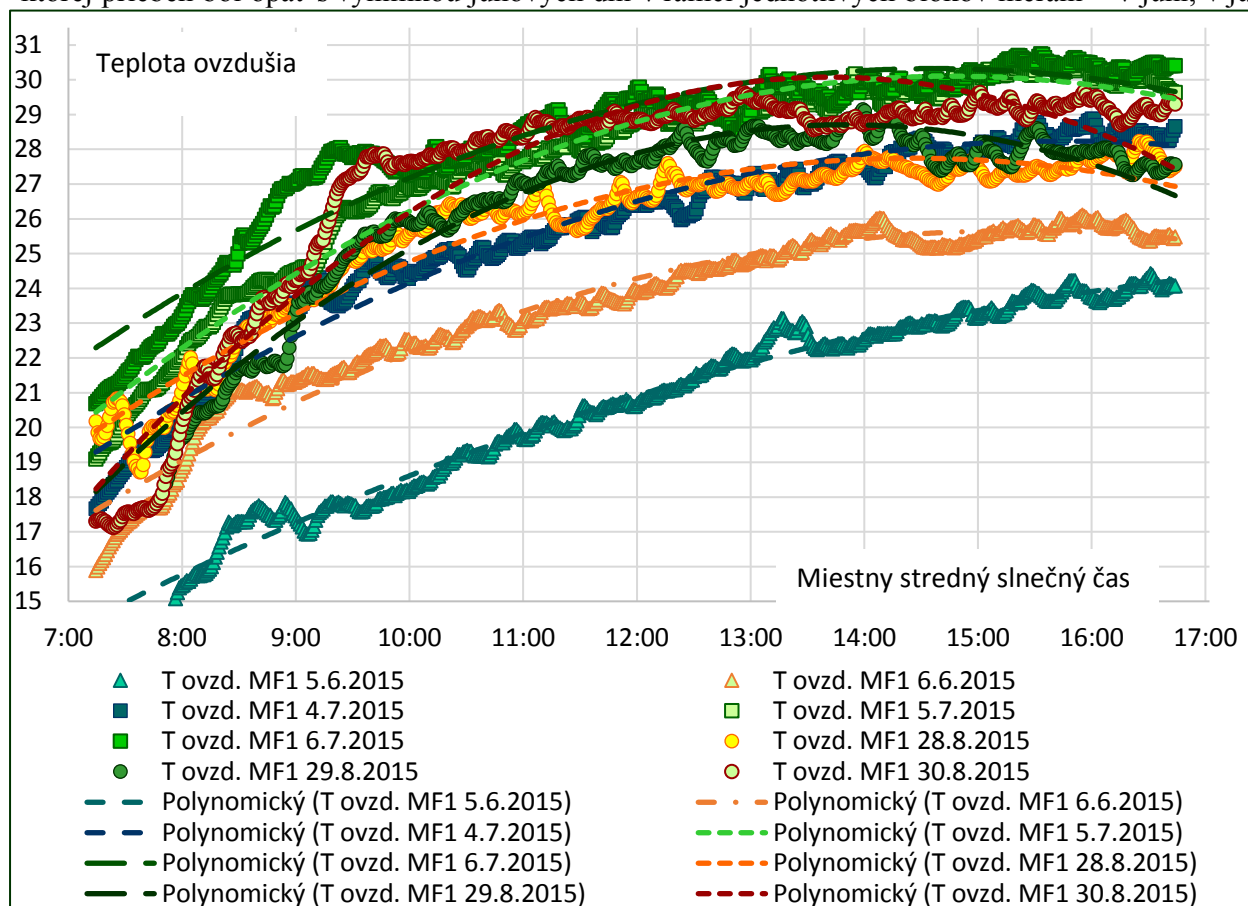
Indexy štruktúrálnej aj funkčnej zložky ekologickej integrity

Syntet. SW index ekolog. integrity	1,565	2,511	1,800	1,582
Syntet. 1D index ekolog. integrity	9,376	18,910	12,214	17,355
Syntet. 2D index ekolog. integrity	4,800	10,251	5,678	11,014

4 Výber z výsledkov hodnotenia ekologickej komplexity a integrity ekosystémov v Krivánskej Fatre

Na lokalite nad osadou Štefanová sme sa zamerali na hodnotenie ekologicky významných nelesných ekosystémov, konkrétne druhovo pestrých kosných lúk a mokradí, ako aj ekotónového spoločenstva – smrečiny na okraji lesa, prenikajúcej do mezofilnej lúky. Časť tu prezentovaných výsledkov už bola publikovaná v práci SABO & ŠKODOVÁ (2016) – v práci ich odlišujeme. V tejto monografii neuádzame výsledky hodnotenia teplotných indikátorov TBC, TBC+, TRN a TRN+, ktoré sme vypočítali z údajov získaných meraním teploty viacerých povrchov bezkontaktným teplomerom Raytec ani z údajov získaných meraním zložiek bilancie žiarenia, nakoľko indikátory TBC a TRN oproti indikátorom SED a SEC považujeme za menej presné, pretože sú viac ovplyvnené meteorologickými podmienkami. Prehľad výsledkov na báze teplotných indikátorov uvádzame v práci SABO & ŠKODOVÁ (2016).

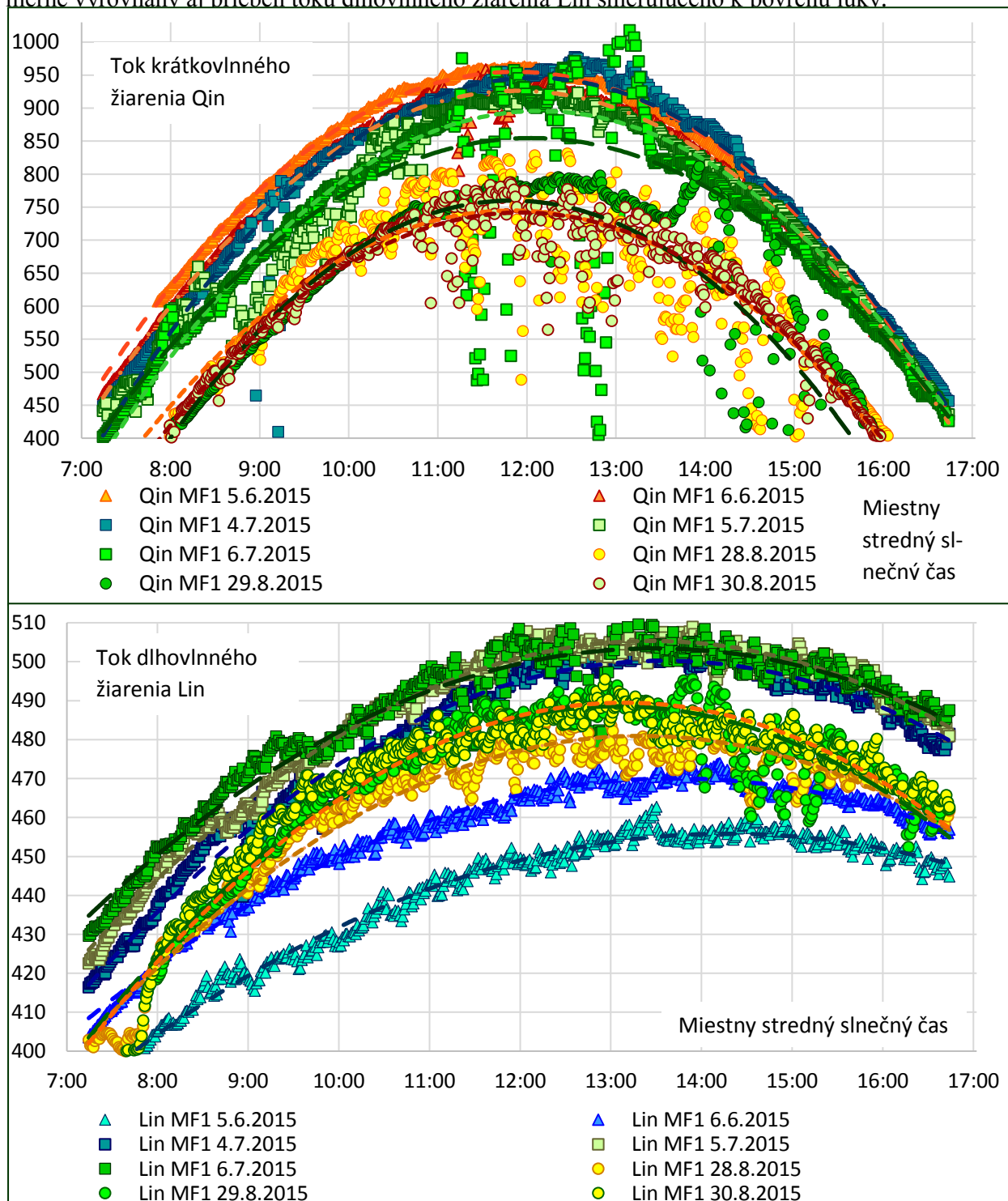
Za účelom ilustrácie meteorologických podmienok a ich zmien v jednotlivé dni merania, na obr. 16 uvádzame denné priebehy teplôt ovzdušia v dni merania 5.6. až 30.8.2015 nad mezofilnou lúkou, stanovište MF1. Vidieť, že s výnimkou júnových meraní sú priebehy trendových kriviek pomerne vyrovnané, rozdiely medzi jednotlivými dňami v intervaloch okolo poludnia neprevyšujú 2,5 °C, v júnové dni 3 °C. V rámci jednotlivých blokov meraní v dôsledku anticyklonálneho počasia bola teplota v nasledujúci deň vždy trochu vyššia. (Okrem teploty sme merali aj relatívnu vlhkosť ovzdušia, ktorej priebeh bol opäť s výnimkou júnových dní v rámci jednotlivých blokov meraní – v júni, v júli



Obr. 16. Denný priebeh teploty v dni merania 5.6. až 30.8.2015 nad mezofilnou lúkou, stanovište MF1 v Krivánskej Fatre. Pre lepšiu prehľadnosť v jednotlivé bloky merania používame rovnaký tvar symbolu.

a v auguste – pomerne vyrovnaný. Rýchlosť vetra sme nemerali, avšak na merania sme vyberali iba dni, v ktorých bola rýchlosť vetra na danej lokalite minimálna.)

Pre ilustráciu uvádzame aj denné priebehy tokov krátkovlnného slnečného žiarenia Q_{in} a dlhovlnného žiarenia Lin smerujúceho k povrchu mezofilnej lúky, stanovište MF1. Denný priebeh Q_{in} je v rámci jednotlivých blokov merania (jún, júl, august) reaktívne vyrovnaný. Merania niektoré dni boli narúšané krátkodobou oblačnosťou, konkrétne 6.7. zhruba medzi 11:00 a 13:00, 28.8. medzi 11:00 a 15:00 a 29.8 medzi 14:00 a 15:30. Podobne je v rámci blokov júlových a augustových meraní pomerne vyrovnaný aj priebeh toku dlhovlnného žiarenia Lin smerujúceho k povrchu lúky.

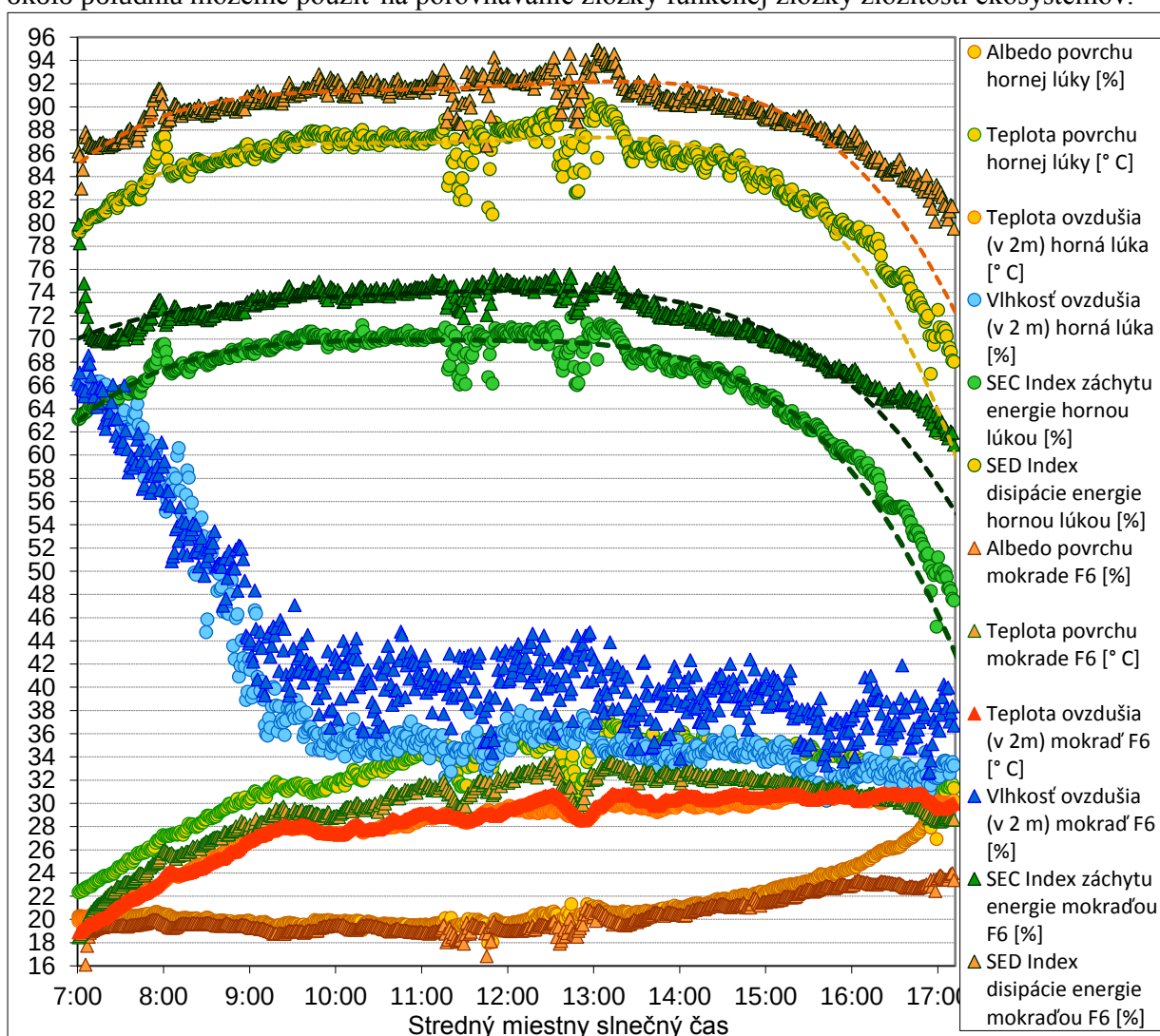


Obr. 17 a) Tok krátkovlnného slnečného žiarenia Q_{in} k povrchu mezofilnej lúky MF1, b) tok dlhovlnného žiarenia Lin emitovaného skleníkovými plynmi k povrchu lúky MF1. Autor: P. Sabo, 2017.

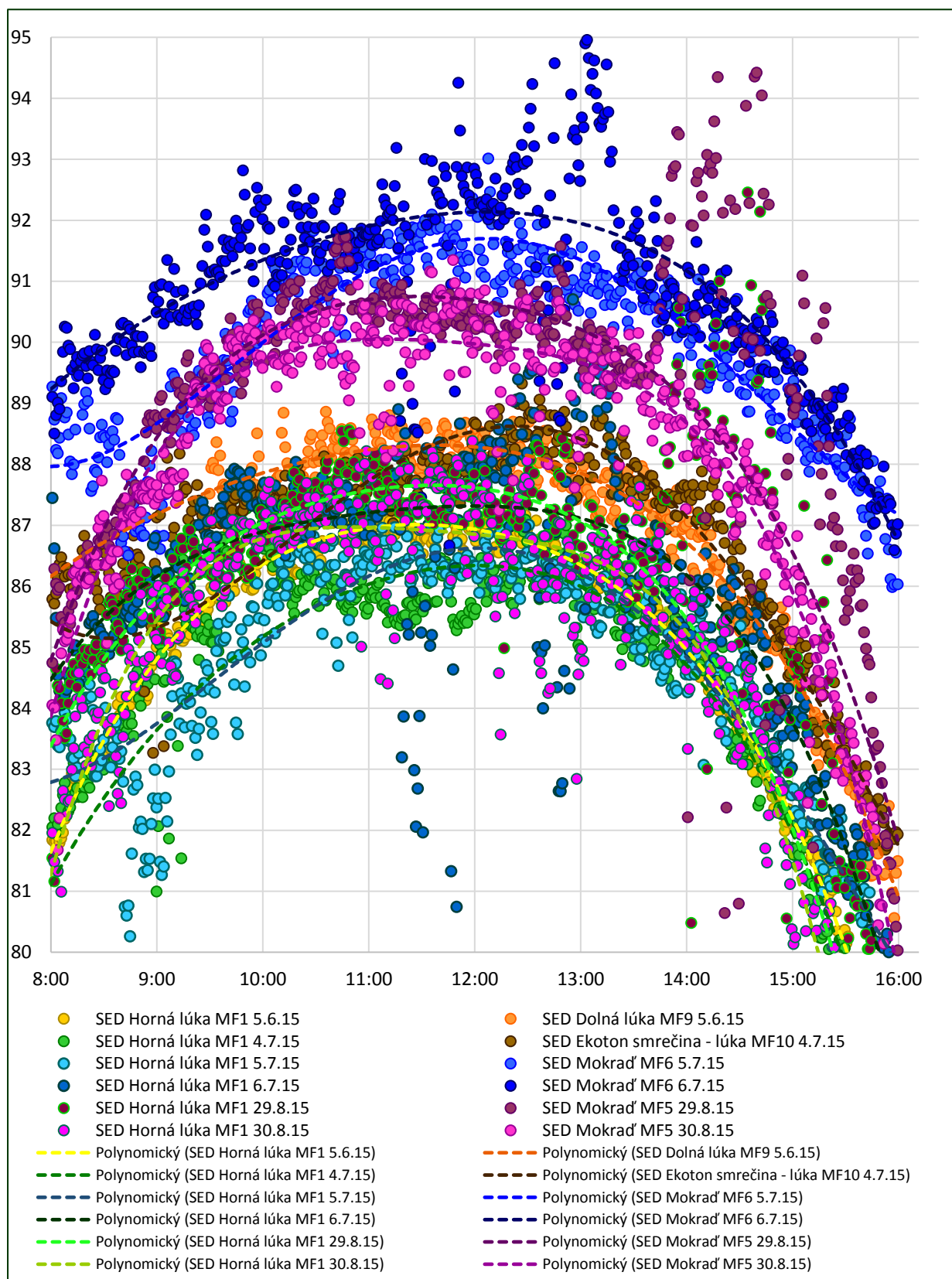
4.1 Indikácia disipácie a zachytenia slnečnej energie rôznymi ekosystémami

Ako sme už uviedli, kapacita ekosystému disipovať slnečnú energiu na energiu nižšej kvality resp. jeho kapacita túto energiu zachytávať a využiť indikuje jeho funkčnú zložitosť a v spojení s referenčným prírodným ekosystémom indikuje aj jeho funkčnú ekologickú integritu. Tieto schopnosti ekosystému pomerne vysoko precízne indikujú indikátory SED a SEC, podrobne opísané vyššie.

V grafe na obr. 18 uvádzame priebeh vypočítanej účinnosti disipácie energie, ako aj jej zachytu a využitia dvomi ekosystémami – mezofilnou lúkou (stanovište MF1) a mokradou (stanovište MF6). Uvedené sú aj teploty povrchu (vypočítané z povrchom emitovaného dlhovlnného žiarenia L_{out} , ako aj teplota a relatívna vlhkosť ovzdušia vo výške 2 m nad povrchom pôdy. Údaje sú opäť uvádzané pre miestny stredný slnečný čas, ktorý je v tomto prípade Letný čas – 1 hod + 15 min. Z ilustrácie opäť vidieť, že priebeh trendových kriviek disipácie resp. zachytu a využitia energie je okolo poludnia stredného miestneho slnečného času ustálený a teda indikátory SED a SEC vypočítané pre príslušný interval okolo poludnia môžeme použiť na porovnávanie zložky funkčnej zložky zložitosti ekosystémov.



Obr. 18. Priebeh disipácie slnečnej energie (index SED) a zachytenia (a využitia) slnečnej energie (index SEC) ekosystémom pre skosenú mezofilnú lúku MF1 a mokraď MF6, 6. júla 2015. Od 11:19 do 12:55 sa striedali intervaly jasného počasia a krátkodobej vysokej oblačnosti, ktoré sa premietli aj do priebehu kriviek disipácie. Zdroj: SABO & ŠKODOVÁ (2016).



Obr. 19. Denný priebeh disipácie slnečnej energie ekosystémom (index SED), podľa miestneho stredného slnečného času v daný deň merania, so záznamom vypočítaných hodnôt v minútových intervaloch. Kvôli veľkému počtu bodov a ťažšej orientácii v grafe sme vynechali priebeh disipácie v deň 31.8.2015, ktorý sa prekrýva s predošlými dňami.
Zdroj: SABO & ŠKODOVÁ (2016).

Na obr. 19. ilustrujeme denný priebeh disipácie slnečnej energie rôznymi ekosystémami (index SED). Trendové krivky majú podobný tvar, s rastom toku žiarenia k povrchu ekosystému ovzdušia totiž rastie aj nevyhnutnosť vysporiadať sa s nárastom energie a zabrániť prehriatiu rastlín ich vyššou transpiráciou aj vyššou evaporáciou z pôdy. Disipácia rastie aj s nárastom teploty, keďže v horúci letný deň sa ekosystémy potrebujú viac ochladzovať. Ide o zložitý živý systém, preto je rast nelineárny. Z ilustrácie vidieť, že najvyššie hodnoty indexu disipácie si udržiavali ekosystémy mokradí. V prípade väčšej mokrade MF6 (modré značenie) bola disipácia vyššia ako u malej mokrade MF5 (fialové a ružové značenie). Ďalším v poradí bol ekotón smrečina-lúka MF10 (hnedé značenie), ktorý mal v poludňajších a popoludňajších hodinách vyššie hodnoty disipácie ako tomu bolo na mezofilných lúkach (stanovište MF1n – neskosená, MF1s – skosená, MF1v – porast necelé dva mesiace po kosbe (žlté a zelené značenia) a MF9 (oranžové značenie).

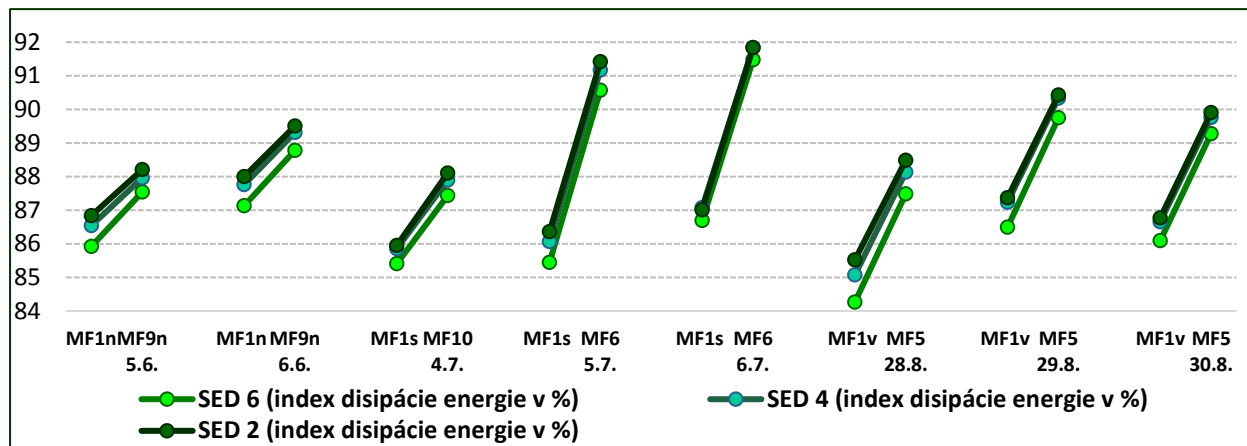
Ak hodnotíme disipáciu v čase, vhodný je vždy časový interval okolo poludnia, kedy sú rozdiely medzi ekosystémami najvyššie. Pre ilustráciu tohto tvrdenia v tabuľke 10 uvádzame indexy SED a SEC vypočítané pre 2-hodinový, 4-hodinový a 6-hodinový interval. Nakoľko disipácia závisí od toku žiarenia Q_{in} , uvádzame aj priemernú veľkosť tohto toku v danom intervale, aj čistú bilanciu žiarenia R_n .

Tabuľka 10. Indexy disipácie slnečnej energie SED a jej využitia ekosystémom SEC počítané pre 2-, 4- a 6-hodinové časové intervaly, spolu s priemernými veľkosťami toku žiarenia Q_{in} a ekosystémom využitej energie R_n – počítanými pre uvedené intervaly. Teplota ovzdušia a povrchu je uvádzaná v °C, toky žiarenia Q_{in} a R_n sú uvádzané vo $W.m^{-2}$, indexy SED a SEC vyjadrujú kapacitu disipácie slnečnej energie resp. zachytu a využitia tejto energie ekosystémom v %.

Stano- vište	MF1n 5.6	MF9n 5.6	MF1n 6.6	MF9n 6.6	MF1s 4.7	MF10 4.7	MF1s 5.7	MF6 5.7	MF1s 6.7	MF6 6.7	MF1v 28.8	MF5 28.8	MF1v 29.8	MF5 29.8	MF1v 30.8	MF5 30.8
Priem. T ovz.	19,6	20,5	23,1	22,9	25,2	24,9	27,2	27,3	28,1	28,3	25,6	25,5	26,0	26,1	27,3	27,3
Priem. T pov.	24,7	25,8	27,6	27,3	31,7	30,8	32,8	29,6	32,9	30,6	29,1	28,5	30,2	29,6	30,3	29,7
Q_{in} 6	889,3	885,9	861,7	851,7	878,2	870,5	828,5	819,8	798,5	789,2	685,4	685,1	680,6	679,2	680,6	680,9
R_n 6	606,6	604,5	599,0	593,0	596,4	616,4	567,2	599,6	553,3	580,9	455,0	482,4	468,0	493,7	461,5	488,3
SED 6	85,9	87,5	87,1	88,8	85,4	87,4	85,4	90,6	86,7	91,5	84,3	87,5	86,5	89,8	86,1	89,3
SEC 6	68,1	68,2	69,4	69,5	67,8	70,7	68,4	73,0	69,1	73,5	66,1	70,2	68,3	72,3	67,7	71,6
Q_{in} 4	927,8	915,9	898,9	888,5	920,5	914,0	877,0	869,6	827,1	819,4	718,1	718,3	751,2	751,6	711,9	712,8
R_n 4	640,2	630,0	632,5	624,7	629,0	650,9	605,8	641,4	577,1	607,1	482,3	511,0	519,7	549,9	487,5	515,7
SED 4	86,5	88,0	87,8	89,3	85,9	87,9	86,1	91,2	87,1	91,8	85,1	88,1	87,2	90,3	86,7	89,8
SEC 4	69,0	68,8	70,3	70,3	68,3	71,2	69,1	73,7	69,6	74,0	67,0	71,0	69,1	73,1	68,4	72,3
Q_{in} 2	951,7	939,9	918,2	907,4	944,9	938,9	907,6	901,1	805,0	799,4	741,4	742,5	774,5	778,1	724,4	726,4
R_n 2	661,1	649,9	649,5	640,6	647,9	671,5	630,4	667,3	563,1	594,7	501,6	531,4	538,3	571,1	498,1	527,5
SED 2	86,8	88,2	88,0	89,5	85,9	88,1	86,4	91,4	87,0	91,8	85,5	88,5	87,4	90,4	86,8	89,9
SEC 2	69,5	69,1	70,7	70,6	68,6	71,5	69,5	74,1	69,7	74,3	67,6	71,5	69,5	73,4	68,7	72,6

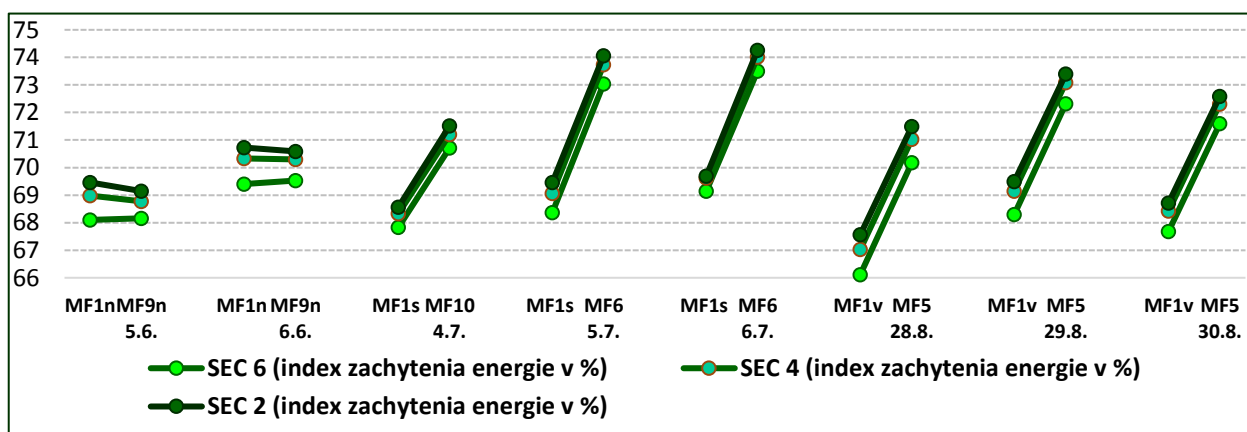
Na obr. 20 ilustrujeme hodnoty indexu disipácie slnečnej energie SED na meraných stanovištiach MF1, MF9, MF10, MF5 a MF6. Každý deň bola mezofilná lúka MF1 porovnávaná s iným stanovišťom. Z grafu je zrejmé, že mezofilná lúka MF1 disipovala slnečnú energiu trochu slabšie ako mezofilná lúka MF9, slabšie ako ekotónový porast MF10 a výrazne slabšie ako túto energiu disipovali

mokrade MF5 a MF6. V prípade mokradí sa okrem transpirácie na disipácii energie výraznejšie uplatňovala aj evaporácia. Menší rozdiel medzi lúkou a ekotónom odráža charakter ekotónu, ktorý zahŕňal smrečinu aj časť lúky, do ktorej smrečina prenikala.



Obr. 20. Index disipácie slnečnej energie SED na stanovištiach MF1, MF9, MF10, MF5 a MF6 počítaný pre 6-, 4- a 2-hodinové intervaly. Úsečky spájajú stanovištia hodnotené v rovnaký deň. Autor P. Sabo, 2017

Na obr. 21 ilustrujeme hodnoty indexu zachytu slnečnej energie SEC na meraných stanovištiach MF1, MF9, MF10, MF5 a MF6. Rozdiely medzi mezofilnou lúkou MF1 a ekotónom MF10 resp. mokradami MF6 a MF5 sú podobné ako v prípade indexu SED (aj keď v prípade SEC indexov lúky MF1 a mokrade MF6 trochu menšie) a majú aj rovnaké vysvetlenie. Zásadne iný priebeh však majú úsečky spájajúce index SEC pre dve rozdielne stanovištia na mezofilnej lúke, ktoré indikujú podobné hodnoty indexu SEC pre tieto stanovištia. Keďže indexy SED a SEC sa v podstate odlišujú najviac v spôsobe zahrnutia od povrchu odrazeného krátkovlnného žiarenia Q_{out} do výpočtu, rozdiely medzi rôznymi výsledkami SED a SEC môžu byť v prípade stanovišť MF1 a MF9 ovplyvnené rozdielnym albedom (albedo povrchu dolnej lúky MF9 bolo o trochu vyššie). Grafy hodnôt indexov SED a SEC na obr. 21 potvrdzujú vzájomnú podobnosť oboch indexov, nie však ich vzájomnú zameniteľnosť.



Obr. 21. Index zachytu slnečnej energie SEC na stanovištiach MF1, MF9, MF10, MF5 a MF6 počítaný pre 6-, 4- a 2-hodinové intervaly. Úsečky spájajú stanovištia hodnotené v rovnaký deň. Autor: P. Sabo, 2017.

V tabuľke 11 uvádzame výsledky výpočtov indexu disipácie slnečnej energie SED pre vybrané stanovištia v dni merania 5.6. až 30.8.2015. Pre prehľadnosť uvádzame aj priemery hodnôt v prípade viac dní merania. Vidieť, že kapacita ekosystému disipovať slnečnú energiu sa mení v závislosti od mete-

orologických podmienok, ale podstatne menej výrazne ako v prípade teplotných indikátorov. Pri porovnávaní rôznych dní merania mezofilnej lúky MF1n nám vyšli rozdiely medzi priemernými hodnotami disipácie slnečnej energie touto lúkou zhruba 1,3 %. Rozdiely medzi rôznymi ekosystémami boli zreteľne vyššie a napriek rôznym dňom merania veľmi podobné. Napr. mokrad' MF6 disipovala slnečnú energiu medzi 11:00 a 13:00 v dané dni merania o 5,9, resp. 5,3 % účinnejšie ako skosená lúka MF1s. U mokrade MF5 rozdiely disipácii oproti mezofilnej lúky MF1 predstavovali 3,5 a 3,6 %.

V prípade ekotónu MF10 bol rozdiel oproti MF1s nižší, ale zreteľný, 2,5 %. Kvantifikáciu disipácie slnečnej energie ekosystémami môžeme použiť ako indikátor ich funkčnej ekologickej komplexity.

Tabuľka 11. Indexy disipácie slnečnej energie SED, priemer za 2 hod (11:00 – 13:00)

Zdroj: SABO & ŠKODOVÁ (2016)

Stanovište / index disipácie	Priemer	Medián	Min	Max	Rozpätie	Odhýlka
Mezofilná lúka MF1n 5.6.15	86,837	86,861	86,203	87,599	1,396	0,273
Mezofilná lúka MF1n 6.6.15	87,997	88,076	86,396	88,971	2,575	0,467
Priemer MF1n 5.a 6.6.15	87,417	87,468	86,299	88,285	1,985	
Mezofilná lúka MF9n 5.6.15	88,212	88,203	87,426	88,803	1,377	0,319
Mezofilná lúka MF9n 6.6.15	89,501	89,496	88,064	90,439	2,374	0,471
Priemer MF9n 5.a 6.6.15	88,856	88,850	87,745	89,621	1,876	
Mezofilná lúka MF1s 4.7.15	85,947	85,873	84,978	87,093	2,115	0,432
Ekotón smrečina - lúka MF10s 4.7.15	88,106	88,055	87,032	89,322	2,290	0,449
Mezofilná lúka MF1s 5.7.15	86,360	86,332	85,662	87,089	1,427	0,289
Mezofilná lúka MF1s 6.7.15	87,003	87,536	80,745	91,362	10,618	1,976
Priemer MF1s 5.a 6.7.15	86,682	86,934	83,203	89,226	6,022	
Mokrad' MF6 5.7.15	91,422	91,418	90,499	93,011	2,512	0,452
Mokrad' MF6 6.7.15	91,838	92,237	86,671	94,577	7,906	1,448
Priemer MF6 5.a 6.7.15	91,630	91,827	88,585	93,794	5,209	
Mezofilná lúka MF1v 29.8.15	87,372	87,351	84,983	88,419	3,435	0,462
Mezofilná lúka MF1v 30.8.15	86,771	87,042	82,844	88,380	5,537	1,108
Priemer MF1s 29. a 30.8.15	87,072	87,196	83,914	88,400	4,486	
Mokrad' MF5 29.8.15	90,427	90,393	89,709	91,574	1,865	0,309
Mokrad' MF5 30.8.15	89,901	90,045	87,242	91,348	4,106	0,817
Priemer MF5 29.a 30.8.15	90,164	90,219	88,476	91,461	2,986	
Mezofilná lúka MF1v 31.8.15	86,141	86,166	84,730	87,249	2,519	0,565
Mezofilná lúka MF9v 31.8.15	87,792	87,828	86,338	89,317	2,979	0,634

Interpretácia účinnosti disipácie slnečnej energie rôznymi typi zemského povrchu

Z ilustrácií na obrázkoch 19 až 21 a z tabuliek 10 a 11 opäť vyplýva niekoľko zovšeobecnení.

- ❖ Najvyšší index SED indikujúci funkčnú zložitosť v hodnotenom komplexe lúk majú mokrade MF6 a MF5, nasleduje ekotón MF10 a za nimi lúky, pričom dolná neskosená lúka s mierne bohatšou biomasou disipovala slnečnú energiu o trochu účinnejšie ako horná lúka, tiež pred kosbou.
- ❖ Ak porovnávame lúku a ekotón smrečina – lúka na jej okraji, potom účinnosť disipácie slnečnej energie vegetáciou sa zvyšuje smerom k vyššiemu sukcesnému štádiu (predstavuje ho ekotón MF10), avšak vzhľadom k charakteru ekotónu, ktorý zahŕňa aj okraj lúky toto zvýšenie nie je také

výrazné aké sme zaznamenali v prípade lesných okrajov na úpätí Tematínskych vrchov.

- ❖ Účinnosť disipácie slnečnej energie sa na uvedenej lokalite zreteľne zvyšuje aj smerom k vlhšiemu charakteru ekosystému, nakoľko v prípade mokradí MF5 a MF6 je výrazne vyššia ako v prípade mezofilnej lúky. To podčiarkuje vysoký ekologický význam mokradí v Krivánskej Fatre, osobitne z hľadiska regulácie hydrologického cyklu a z hľadiska regulácie miestnej klímy.
- ❖ Keďže relatívne účinne disipovala energiu aj mezofilná, druhovo pestrá lúka (zreteľne vyššie ako xerothermná lúka pod Tematínskymi vrchmi) výsledok indikuje aj významné ekologické funkcie lúk v Krivánskej Fatre, v tomto prípade opäť najmä regulačné. V letnom období podstatnú časť energie disipuje vegetácia práve evapotranspiráciou a táto vlastnosť vegetácie je významná aj z pohľadu postupujúcej klimatickej zmeny a prehrievania zemských povrchov (TURISOVÁ et al. 2010).

Ak chceme porovnávať výsledky z rôznych časových blokov (jún, júl a august), potom je lepšie porovnávať indexy SED a SEC v závislosti od toku žiarenia do ekosystému, čo uvádzame v tabuľke 12. Pripomíname, že MF1n a MF9 n znamená lúky pred kosbou, MF1s označuje skosenú lúku a MF1v lúku takmer 2 mesiace po kosbe, so znovu rozvinutou biomasou, aj keď nie takou bohatou ako v prípade júnovej lúky. Pri porovnávaní stanovišť MF1 a MF9 na mezofilných lúkach za deň 5.6. vychádza poradie indexu SED v prospech lúky MF9, kým poradie indexu SEC v prospech lúky MF1. Z tabuľky vidieť, že lúka MF9 má trochu vyššie albedo ako lúka MF1, v tomto prípade sa výpovednejším javí index SEC. Rozdiely medzi týmito dvomi lúkami sú však veľmi malé a preto ich nemožno považovať za preukazné. Iná je situácia pri porovnávaní lúky MF1 a ekotónu MF10 resp. MF1 a mokradí MF6 a MF5, kde sú rozdiely veľmi výrazné a dokumentujú rozdielnu úroveň disipácie aj záchytu slnečnej energie.

V danom prípade sa javí výpovednejší index SEC. Keďže sme nemerali disipáciu referenčného ekosystému, ktorým je v danom území bukový les, použijeme iba zjednodušený postup znormovania indexu SEC podľa jeho najvyššej a najnižšej hodnoty v území. Najvyšší index SEC vykazovala mokraď F6 5.7.2015 o 12:08 hod, $SEC_{MF6} = 74,866$. Najnižšiu hodnotu SEC za jasného počasia, pri plnom ožiarení lúky a ešte pred uplatnením podvečerných tieňov sme zaznamenali 6.7.2015 o 17:13 hod, $SEC_{MF1s} = 45,670$. Znормovaním hodnôt SEC indexu v tabuľke 12 získame relatívnu účinnosť záchytu slnečnej energie. Tá v tomto prípade nie je presným vyjadrením funkčnej zložky ekologickej integrity ekosystému, ale iba proxy indikátorom. Analogicky môžeme postupovať, ak chceme zistiť relatívnu účinnosť disipácie (index SED). V tomto prípade sú maximálne a minimálne hodnoty $SED_{MF6} = 94,577$ (5.7. 2015 o 12:44) resp. $SED_{MF1s} = 64,792$ (6.7.2015 o 17:13). Tabuľku 13 s relatívnymi hodnotami indexov SED_{rel} a SEC_{rel} , ktoré vstupujú do výpočtu syntetického indexu, uvádzame nižšie.

Tabuľka 12. Zložky bilancie žiarenia Q_{in} , Q_{out} , L_{out} a L_{in} , čistá bilancia žiarenia R_n a indexy disipácie (SED) a záchytu slnečnej energie (SEC), teplota povrchu, teplota ovzdušia a relatívna vlhkosť ovzdušia v závislosti od toku žiarenia. Jednotlivé položky sme porovnávali v intervale 500 – 800 W.m toku žiarenia k povrchu ekosystému (Q_{in}).

Stanovište	Q_{in} (W.m ⁻²)	Q_{out} (W.m ⁻²)	L_{out} (W.m ⁻²)	L_{in} (W.m ⁻²)	R_n (W.m ⁻²)	SED (%)	SEC (%)	T po. (° C)	T ov. (° C)	R ovz. (%)
MF1n 5.6.	680,51	157,65	437,36	341,03	426,52	81,16	62,26	24,64	20,81	37,69
MF9n 5.6.	661,19	165,80	451,79	367,69	411,29	82,68	61,83	27,13	23,82	32,30
MF1n 6.6.	659,27	149,13	447,85	363,60	425,89	83,13	64,27	26,42	22,89	50,93
MF9n 6.6.	660,95	154,67	447,13	375,94	435,09	85,68	65,57	26,31	22,94	50,39
Priemer MF1n	669,89	153,39	442,61	352,32	426,21	82,15	63,27	25,53	21,85	44,31
Priemer MF9	661,07	160,24	449,46	371,82	423,19	84,18	63,70	26,72	23,38	41,34
MF1s 4.7.	651,33	142,18	470,54	376,95	415,55	81,29	63,54	30,13	25,23	42,93
MF10 4.7.	651,76	127,99	466,18	386,93	444,52	84,69	68,04	29,42	24,81	44,69
MF1s 5.7.	657,25	139,06	479,77	391,39	429,80	82,73	65,2	31,63	27,21	42,82
MF6 5.7.	652,52	132,59	462,97	404,20	461,16	88,55	70,52	28,93	27,25	46,57
MF1s 6.7.	664,93	140,32	483,78	403,91	444,74	84,53	66,66	32,28	28,24	38,76
MF6 6.7.	661,65	134,77	468,58	416,31	474,62	89,93	71,58	29,86	28,43	42,65
Priemer MF1s	657,84	140,52	478,03	390,75	430,03	82,85	65,13	31,35	26,89	41,50
Priemer MF6	657,09	133,68	465,78	410,26	467,89	89,24	71,05	29,40	27,84	44,61
MF1v 28.8	664,49	143,85	468,35	385,70	437,99	83,87	65,65	29,82	26,22	43,04
MF5 28.8	663,51	132,41	464,03	396,95	464,01	87,15	69,69	29,12	26,07	43,28
MF1v 29.8	641,26	137,70	471,74	402,95	434,77	85,8	67,21	30,34	26,41	52,52
MF5 29.8	643,31	127,76	467,32	413,43	461,65	89,11	71,22	29,65	26,42	52,42
MF1v 30.8	665,42	142,72	476,79	403,32	449,23	85,76	67,33	31,18	28,20	44,09
MF5 30.8	666,59	132,42	472,49	414,50	476,17	88,99	71,27	30,50	28,16	44,22
Priemer MF1v	657,06	141,42	472,29	397,32	440,66	85,14	66,73	30,45	26,94	46,55
Priemer MF5	657,80	130,86	467,95	408,29	467,28	88,42	70,73	29,76	26,88	46,64

Tabuľka 13. Relatívne hodnoty indexov SED_{rel} a SEC_{rel} pre stanovištia v Krivánskej Fatre v lete 2015 získané znormovaním podľa maximálnej a minimálnej vypočítanej hodnoty týchto indexov.

Stanovište a dátum	SED_{rel}	SEC_{rel}
MF1 5.6.	0,550	0,568
MF9 5.6.	0,601	0,554
MF1 6.6.	0,616	0,637
MF9 6.6.	0,701	0,682
Priemer MF1	0,583	0,603
Priemer MF9	0,651	0,618
MF1 4.7.	0,554	0,612
MF10 4.7.	0,668	0,766
MF1 5.7.	0,602	0,669
MF6 5.7.	0,798	0,851
MF1 6.7.	0,663	0,719
MF6 6.7.	0,844	0,887
Priemer MF1	0,606	0,667
Priemer MF6	0,821	0,869
MF1 28.8	0,641	0,684
MF5 28.8	0,751	0,823
MF1 29.8	0,705	0,738
MF5 29.8	0,816	0,875
MF1 30.8	0,704	0,742
MF5 30.8	0,812	0,877
Priemer MF1	0,683	0,721
Priemer MF5	0,793	0,858

Vidieť, že poradie hodnôt indexov SED_{rel} a SEC_{rel} ostalo v rámci meraných dní zachované, vykonané znormovanie absolútnych hodnôt indexov SED a SEC však zvýraznilo rozdiely medzi jednotlivými povrismi, čo sa premietalo aj do výsledných syntetických indexov integrity.

4.2 Štruktúrna zložka ekologickej komplexity a integrity

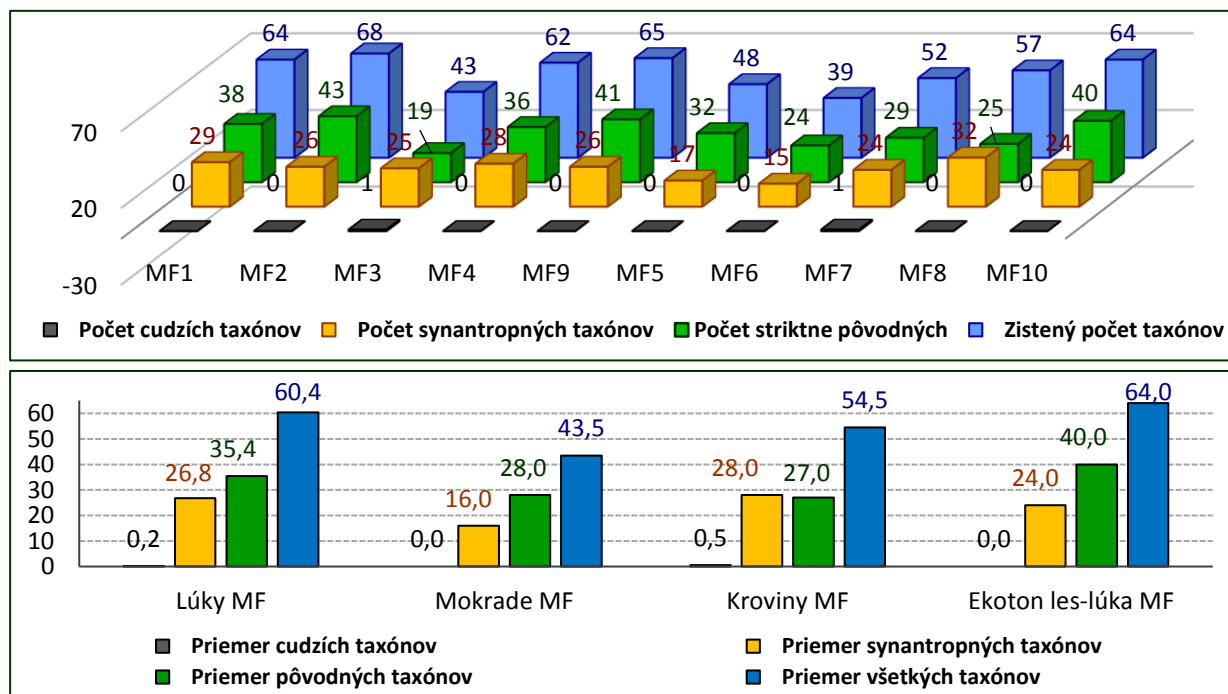
Fytocenologické zápisy sme realizovali pre všetky stanovištia, na ktorých sme plánovali odhadnúť funkčný rozmer komplexity na báze disipácie a zachytu slnečnej energie, s využitím indexov SED a SEC. V rámci rozľahlého komplexu mezofilných lúk a mokradí SV od osady Štefanová sme sa sústredili na desať stanovišť MF1 až MF10. Počet týchto stanovišť, na ktorých sme hodnotili štruktúrnú

diverzitu bol napokon väčší ako počet stanovišť, na ktorých sme v pomerne horúcom lete 2015 realizovali tri série meraní zložiek bilancie žiarenia, z ktorých sme vypočítali indexy SED a SEC.

Súčasná vegetácia a druhové bohatstvo

Celkovo sme v tomto komplexe determinovali 136 taxónov, z toho 9 je zaradených v najnovšom Červenom zozname paprad'orastov a kvitnúcich rastlín Slovenska (ELIÁŠ et al. 2015).

V uvedenom Červenom zozname sú zapísané tieto taxóny: *Allium carinatum* (NT), *Campanula ser-rata* (NT), *Carex flava* (LC), *Dactylorhiza majalis* (NT), *Epipactis palustris* (NT), *Gladiolus imbrica-tus* (LC), *Gymnadenia conopsea* (LC), *Listera ovata* (LC) a *Triglochin palustris* (NT). Zápisy sme rozčlenili podľa štyroch typov nelesných biotopov – mezofilné lúky, mokrade, kroviny a ekotón smrečina – lúka. Najvyššiu druhovú diverzitu v danom komplexe mali lúky (s výnimkou stanovišťa MF3 s vysokým zastúpením *Calamagrostis epigeios*) a ekotón smrečina na okraji lesa – lúka. Najvyššie zastúpenie synantropných taxónov bolo v krovinatých medziach a na lúkach, čo pravdepodobne odráža využívanie tohto územia ako ornej pôdy v prvej polovici 20. storočia (obr. 22).



Obr. 22. Počty taxónov na jednotlivých stanovištiach a ich priemery v rôznych biotopoch.

Zdroj: SABO & ŠKODOVÁ (2016)

Bylinnú etáž na mezofilných kosných lúkach severovýchodne nad osadou Štefanová (pod Poludňovými skalami) okrem uvádzaných ohrozených druhov charakterizujú napr. alchemilka (*Alchemilla* sp.), bedrovník väčší (*Pimpinella major*), ďatelina lúčna (*Trifolium pratense*), ď. horská (*Trifolium montanum*), iskerník prudký (*Ranunculus acris*), ľadenec rožkatý (*Lotus corniculatus*), lipkavec mäkký (*Galium mollugo*), margaréta biela (*Leucanthemum vulgare*), medúnok vlnatý (*Holcus lanatus*), nevädzo-vec vyvýšený (*Centaurea pseudophrygia*), ostrica sivá (*Carex flacca*), púpavec srstnatý (*Leontodon hispidus*), reznáčka laločnatá (*Dactylis glomerata*), skorocel kopijovitý (*Plantago lance-*

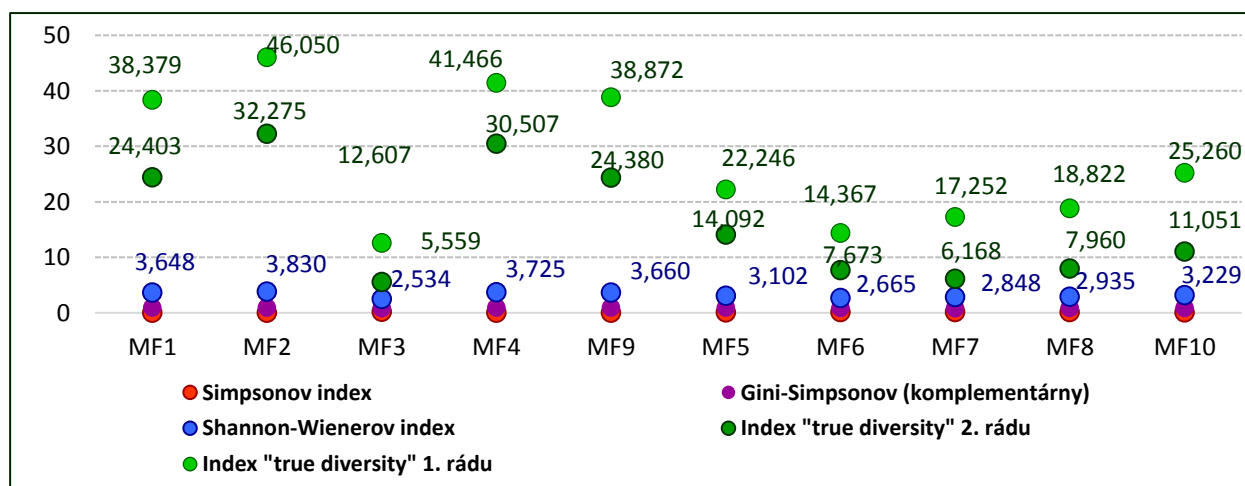
olata), škarda dvojročná (*Crepis biennis*), štiav lúčny (*Rumex acetosa*), timotejka lúšna (*Phleum pratense*), traslica prostredná (*Briza media*), trojštet žltkastý (*Trisetum flavescens*), vika plotná (*Vicia sepium*) a ďalšie.

V prípade ekotónu a krovinových porastov na medziach pristupujú dreviny: smrek obyčajný (*Picea abies*), ruža šípová (*Rosa canina*), čerešňa vtáčia (*Cerasus avium*), javor horský (*Acer pseudoplatanus*), vŕba popolavá (*Salix cinerea*), v. sliezka (*Salix silesiaca*), borievka obyčajná (*Juniperus communis*).

Mokrade zas charakterizuje hojný výskyt prasličky riečnej (*Equisetum fluviatile*), sitiny sivej (*Juncus inflexus*), ostrice sivej (*Carex flacca*), o. trstnatej (*C. hirta*), o. bledej (*C. pallescens*), pichliača potočného (*Cirsium rivulare*), vstavačovca májového (*Dactylorhiza majalis*). V mokradi MF6 sú početné aj populácie kruštika močiarného (*Epipactis palustris*), mäty dlholistej (*Mentha longifolia*) a čerkáča obyčajného (*Lysimachia vulgaris*), v mokradi MF5 zas škripiny lesnej (*Scirpus sylvaticus*) a páperníka širokolistého (*Eriophorum latifolium*). Menej hojné sú v týchto mokradiach napr. ostrica žltá (*Carex flava*), traslica prostredná (*Briza media*), kukučka lúčna (*Lychnis flos-cuculi*), hrachor lúčny (*Lathyrus pratensis*), mečík škridlicovitý (*Gladiolus imbricatus*).

Indexy druhovej diverzity

Výsledky výpočtov indexov druhovej diverzity cievnatých rastlín pre jednotlivé stanovišťa uvádzame na obr. 23. Táto diverzita je s výnimkou stanovišťa MF3 najvyššia na lúkach, najvyššia na lúke MF2, kým najnižšiu druhovú diverzitu má mokrad' MF6. Hoci Shannonov index je dnes najčastejšie používaným indexom na vyjadrenie druhovej diverzity, z ilustrácie vyplýva výhodnosť využívania Hillových čísel nazývaných aj pravdivé indexy diverzity, ktorých rozlišovacia schopnosť je vyššia. Ilustruje to aj pravdivý index diverzity druhého rádu pre krajné stanovišťa $^2D_{MF2} = 32,275$ a $^2D_{MF6} = 7,673$ a pravdivý index diverzity prvého rádu $^1D_{MF2} = 46,050$ a $^1D_{MF6} = 14,367$. Ekotón smrečina-lúka MF10 ($^2D_{MF10} = 11,051$ a $^1D_{MF10} = 25,260$) je pomerne druhovo bohatý, ale súčasne sa tu prejavuje tieniaci vplyv smrekového porastu. (SABO & ŠKODOVÁ 2016).

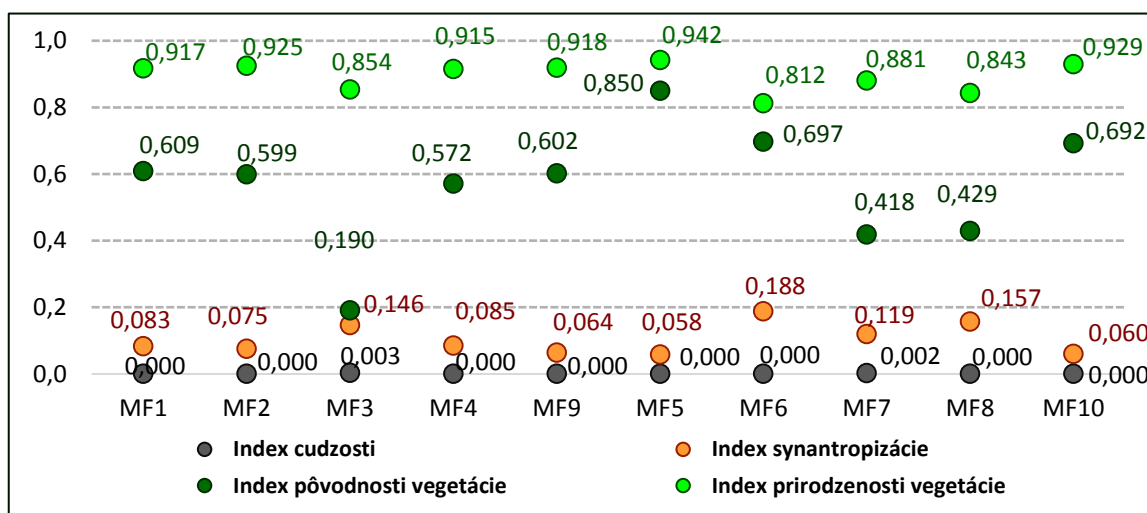


Obr. 23. Druhová diverzita ako indikátor štruktúrálnej zložky ekologickej komplexity rastlinných spoločenstiev na skúmaných stanovištiach MF1 až MF10. Zdroj: SABO & ŠKODOVÁ (2016), upravené.

Ilustrácia opäť demonštruje, že funkčná zložka ekologickej komplexity nutne nemusí korešpondovať so štrukturálnou zložkou. V skúmanej lokalite má najvyššiu kapacitu pre disipáciu slnečnej energie mokrad' MF6, ktorá však má najnižšiu diverzitu v rámci hodnotených stanovišť. Je to dané prirodzene vyššou evapo-transpiráciou mokrade, kde je výrazná aj zložka výparu z vodnej plochy.

Indexy hemeróbie vegetácie ako inverzného indikátora ekologickej integrity

Pri hodnotení hemeróbie vegetácie ako inverzného indikátora štrukturálnej zložky ekologickej integrity spoločenstva opäť vychádzame z fytocenologických zápisov na jednotlivých stanovištiach, a hodnotíme podiel cudzích, nepôvodných, synantropných, ale aj pôvodných druhov. S rastom podielu cudzích a synantropných druhov sa vzdialenosť hodnoteného ekosystému k referenčnému prírodnému normatívu zvyšuje, čo indikuje nižšiu ekologickú integritu a naopak, vyšší podiel pôvodných druhov indikuje vyššiu ekologickú integritu. Výsledky prezentujeme na obr. 24. Nakoľko prírodoochranná hodnota stanovišť nám napriek prítomnosti ohrozených druhov vyšla nízka, v grafe nie je zachytená, najvyššiu hodnotu mala v prípade mokrade MF6 ($OHR_{MF6} + END_{MF6} = 0,039$).



Obr. 24. Indexy cudzosti, synantropizácie, prirodzenosti a prirodzenosti druhového zloženia.

Zdroj: SABO & ŠKODOVÁ (2016), upravené.

Najvyšší index synantropizácie mala mokrad' MF6 ($SYN_{MF6} = 0,188$), v ktorej je silne zastúpený obligatórne synantropný druh *Mentha longifolia* (ktorý je však súčasne vlhkomilným druhom). Po nej nasleduje krovinný porast na svahovitej medzi MF8 ($SYN_{MF8} = 0,157$), v ktorom sa z obligatórne synantropných druhov vyskytuje napr. *Artemisia vulgaris*, *Silene latifolia* subsp. *alba*, vysoké zastúpenie tu majú aj *Cirsium arvense* a *Urtica dioica*. Najnižšiu synantropizáciu vykazuje ďalšia mokrad' MF5 ($SYN_{MF5} = 0,058$) a ekotón MF10 ($SYN_{MF10} = 0,060$). Paradoxne, v mokradiach MF5 a MF6 je aj najvyššie zastúpenie k pôvodnej divočine blízkych druhov, čo odráža špecifický charakter týchto lokalít. (SABO & ŠKODOVÁ 2016).

Index prirodzenosti NAT rastie so striktnou pôvodnosťou prítomných druhov, blízkych k divočine, index prirodzenosti je iba reverzným indexom k indexom SYN, ALI príp. aj VYS, vyjadruje nízke zastúpenie cudzích aj synantropných druhov, príp. človekom vysadených, pričom berie do úvahy rôzne váhy jednotlivých kategórií rastlín. Najvyššiu hodnotu má opäť pre mokrad' MF5. Naopak, najvyšším

zastúpením cudzích a synantropných druhov tak v rámci abundancie druhov ako aj podielu vo flóre územia má stanovište MF3 s dominanciou *Calamagrostis epigeios*.

Pri výpočtoch indexov prírodoochranného významu sme opäť vychádzali z posledného červeného zoznamu paprad'orastov a kvitnúcich rastlín Slovenska (ELIÁŠ et al. 2015). Najvyšší index prírodoochranného významu mala mokraď MF6 (0,039), v ktorej rástlo niekoľko druhov orchideí.

4.3 Indikácia ekologickej integrity vybraných ekosystémov

Vzhľadom k tomu, že sa nám nepodarilo zalietat' a zosnímať termokamerou blízke bukové lesy, za referenčný ekosystém v území so zjednodušením pre demonštračné potreby tejto štúdie považujeme ideálny hypotetický ekosystém, ktorého index SED je rovný 1. Preto vypočítané hodnoty indexov relatívnej účinnosti disipácie slnečnej energie SED_{rel} resp. relatívnej účinnosti jej zachytu SEC_{rel} s istou dávkou zjednodušenia považujeme za dobré proxy indikátory funkčnej zložky ekologickej integrity. Indexy disipácie slnečnej energie SED (a jej využitia SEC) indikujú úroveň ekologickej integrity ekosystému najmä z pohľadu jeho vertikálnej výstavby a objemu biomasy. Tento objem bol vizuálnym odhadom najvyšší v mokradi MF6, ktorá mala podľa získaných výsledkov aj najvyšší index SED aj SEC.

Ekologická integrita ako inverzia ekologickej vzdialenosti k normatívu

V tabuľke 14. prezentujeme výsledky výpočtov syntetických indexov diverzity, pôvodnosti (prírodnosti) a prirodzenosti vegetácie ako indikátorov štruktúrálnej zložky ekologickej integrity. Doplnením o disipáciu slnečnej energie (v našom prípade, pre účely tejto monografie v zjednodušenom prípade hypotetického referenčného ekosystému s kapacitou disipácie slnečnej energie 100 %) dostaneme syntetické indikátory štruktúrálnej aj funkčnej zložky komplexity. Uvádzame výpočty pre rôzne dni merania zložiek bilancie žiarenia a výpočtov disipácie slnečnej energie. Zistená chyba hodnotenia v dôsledku zmien priemernej disipácie slnečného žiarenia v čase od 11:00 do 13:00 (v dôsledku malých zmien meteorologických podmienok) sa pohybuje od 0,25 % (v prípade mokrade MF6) po 0,79 % (v prípade neskosenej lúky MF9n). Samozrejme, pri väčšom rozsahu zmien tokov žiarenia by chyba bola väčšia. Nakoľko na meranie využívame predovšetkým dni relatívne stabilného anticyklónálneho počasia, domnievame sa, že v rámci jednotlivých sérií tieto chyby budú stále malé a preto sú v časti 7.2 opísané metódy využiteľné na hodnotenie ekologickej komplexity aj integrity ekosystémov.

Zostupné poradie stanovíšť podľa syntetického indexu 2D ekologickej integrity je nasledovné: najvyššiu integritu majú mezofilné lúky MF9 a MF1 vo všetkých štádiách (neskosené – n, znovu vyrastené po kosbe – v, aj čerstvo skosené – s): $EI_{2D,MF9n} = 17,691$ (meranie 5. júna) resp. $EI_{2D,MF9n} = 21,183$ (meranie 6. júna 2015), podobne $EI_{2D,MF1n} = 17,719$ (5.6.) resp. $EI_{2D,MF1n} = 19,45$ (6.6.); kým v prípade vyrastenej lúky $EI_{2D,MF1v} = 22,870$ (29. 8.) resp. $EI_{2D,MF1v} = 22,917$ (30.8.) a dokonca aj $EI_{2D,MF1s} = 18,480$ resp. 20,144 a 21,903 (v dňoch 4., 5. a 6.7.). S malým odstupom nasleduje za nimi malá mokraď MF5: $EI_{2D,MF5} = 17,059$ (29.8) a $EI_{2D,MF5} = 17,039$ (30.8.), ďalej ekotón smrečina-lúka: $EI_{2D,MF10} = 14,541$ (4.7.) a nižšou úrovňou ekologickej integrity sa vyznačuje mokraď MF6: $EI_{2D,MF6} = 9,750$ (5.7.) resp. : $EI_{2D,MF6} = 10,235$ (6.7.)

Uvedené poradie súvisí s použitím syntetického 2D indexu ekologickej integrity vychádzajúceho z pravdivého indexu diverzity 2. rádu, pri ktorom je zvýraznený vplyv druhovej diverzity. Pretože sa výrazne uplatňuje druhová diverzita, najnižší index integrity podľa očakávania vyšiel pre mokraď

MF6, ktorá má oproti iným stanovištiar výrazne nižšiu druhovú diverzitu. Ak však vplyv druhovej diverzity na výsledný syntetický index znížime, napr. použitím syntetického SW indexu ekologickej integrity rozdiely medzi jednotlivými stanovišťami budú nižšie a naopak zvýrazní sa vplyv meteorologických podmienok, napr. vplyv zvýšenej disipácie slnečnej energie v dňoch 29.8. a 30.8.

Tabuľka 14. Syntetické indexy štruktúrálnej aj funkčnej zložky ekologickej integrity. Výsledné parciálne indexy EI v tomto prípade vychádzajú z relatívnych hodnôt disipácie a zachytu slnečnej energie, ktorými pôvodné indexy prenasobíme. Zdroj: SABO & ŠKODOVÁ (2016), upravené.

Stanovište	MF1n 5.6.	MF9 5.6.	MF1n 6.6.	MF9 6.6.	MF1s 4.7.1	MF10 4.7.	MF1s 5.7.1	MF6 5.7.	MF1s 6.7.	MF6 6.7.	MF1v 29.8.	MF5 29.8.	MF1v 30.8.	MF5 30.8.
Relatív. hodnoty SED	0,550	0,601	0,616	0,701	0,554	0,668	0,602	0,798	0,663	0,844	0,705	0,816	0,704	0,812
Relatív. hodnoty SEC	0,568	0,554	0,637	0,682	0,612	0,766	0,669	0,851	0,719	0,887	0,738	0,875	0,742	0,877
Shannonov index SW	3,724	3,676	3,724	3,676	3,724	3,204	3,724	2,714	3,724	2,714	3,724	3,095	3,724	3,095
¹ D, index PD 1. rádu	41,417	39,495	41,417	39,495	41,417	24,626	41,417	15,089	41,417	15,089	41,417	22,094	41,417	22,094
² D, index PD 2. rádu	26,352	26,329	26,352	26,329	26,352	11,130	26,352	7,866	26,352	7,866	26,352	13,985	26,352	13,985
Index nepôvodnosti a synantropizácie	0,083	0,082	0,083	0,082	0,083	0,071	0,083	0,188	0,083	0,188	0,083	0,058	0,083	0,058
Index prírodnosti	0,609	0,602	0,609	0,602	0,609	0,692	0,609	0,697	0,609	0,697	0,609	0,850	0,609	0,850
Index prirodzenosti	0,917	0,918	0,917	0,918	0,917	0,929	0,917	0,812	0,917	0,812	0,917	0,942	0,917	0,942
Index prírodoochrán.	0,003	0,021	0,003	0,021	0,003	0,016	0,003	0,039	0,003	0,039	0,003	0,019	0,003	0,019
Indexy štruktúrálnej zložky ekologickej integrity														
SW index š. integrity	2,850	2,851	2,850	2,851	2,850	2,638	2,850	2,127	2,850	2,127	2,850	2,827	2,850	2,827
¹ D index štr. integrity	31,698	30,634	31,698	30,634	31,698	20,280	31,698	11,825	31,698	11,825	31,698	20,176	31,698	20,176
² D index štr. integrity	20,168	20,421	20,168	20,421	20,168	9,166	20,168	6,165	20,168	6,165	20,168	12,771	20,168	12,771
Indexy štruktúrálnej aj funkčnej zložky ekologickej integrity														
SW index e. integrity	1,593	1,647	1,785	1,972	1,661	1,892	1,811	1,754	1,969	1,841	2,056	2,390	2,060	2,387
¹ D index ek. integrity	17,719	17,691	19,859	21,183	18,480	14,541	20,144	9,750	21,903	10,235	22,870	17,059	22,917	17,039
² D index ek. integrity	11,274	11,793	12,635	14,121	11,758	6,572	12,817	5,083	13,936	5,335	14,551	10,798	14,582	10,785

Môžeme teda zhrnúť, že nižšie umiestnenie mokradí v poradí ekologickej integrity pri ²D indexe EI ovplyvnila štruktúra indexu a spôsobila ho nižšia druhová diverzita mokradí a v prípade MF6 aj vyššia synantropizácia. Treba však zdôrazniť vysokú kapacitu mokradí pre disipáciu slnečnej energie, čo indikuje ich potenciál život podporujúcich a regulačných ekosystémových služieb (napr. regulácia klímy, ochrana pred záplavami, ale tiež biotopy pre udržanie biodiverzity).

Táto záverečná syntéza je zatiaľ pokusom ako zosúladiť a spojiť kvalitatívne veľmi rozdielne parciálne indexy, ktorý si v budúcnosti vyžiada minimálne ďalšiu precizáciu. Nami navrhnutú a overovanú kvantifikáciu indexov štruktúrálnej a funkčnej zložky ekologickej integrity v tomto štádiu

výskumu považujeme iba za jednu z niekoľkých ciest ako vyjadriť syntetický index EI. K výberu najlepšej cesty je potrebných viac meraní a experimentov. Aj preto v tejto monografii uvádzame až tri syntetické indexy integrity, ktoré sa odlišujú svojím základom, indexom druhovej diverzity a tým aj veľkosťou vplyvov jednotlivých parciálnych indexov na výslednú hodnotu syntetického indexu. Najnižší vplyv druhovej diverzity je v prípade indexu SW EI a najvyšší tento vplyv je v prípade indexu ¹D EI.

Diskusia

Narušené život udržujúce systémy Zeme sú výzvou snažiť sa postihnúť zložitosť života okolo nás. Napriek tomu, že predpovedať správanie zložitých živých systémov je ťažké, decízna sféra, odborná aj laická verejnosť si to vyžaduje. O to viac, že pribúdajú varovania, že narušenie globálneho zemského ekosystému dosiahlo takú úroveň, že nie sú vylúčené náhle a dramatické nepriaznivé environmentálne zmeny (ROKSTRÖM et al. 2009, BARNOSKY et al. 2012). Napr. klimatická zmena znižuje zásoby vodných zdrojov, ktorých nedostatkom už trpí niekoľko miliárd ľudí, s vážnym dôsledkami na potravinovú bezpečnosť a klimatickú stabilitu (ELLISON et al. 2017). K novým prístupom preto prirodzene patria aj snahy o celostné vyjadrenie a hodnotenie zložitosti a integrity ekosystémov, krajín a ich zmien.

Ešte nedávno patrilo k premisám ekológie, že prírodné systémy smerujú k rovnováhe a iba vzácné sú narušované vonkajšími vplyvmi (PLESNÍK 2010), čoho vyjadrením je koncepcia ekologickej stability (MIKLÓS 1992, MÍCHAL 1994, VOLOŠČUK 2001), ktorej udržanie sa stalo cieľom manažmentu ekosystémov a krajiny. Problém je, že rovnovážny stav v ekosystémoch a v krajine je skôr vzácny (ROHDE 2006 in PLESNÍK 2010). Ekosystémy charakterizuje ich vysoká dynamika, zahŕňajúca zmeny bilancií ich hmotných, energetických a informačných tokov. Túto vysokú dynamiku prírody vystihuje metafora prúdiacej mozaiky biotopov (PLESNÍK 2010), namiesto stability sa dnes zdôrazňuje zložitosť, dynamika a nelineárne správanie živých systémov. Novým cieľom je udržať alebo obnoviť ekologickejšiu integritu ekosystémov a krajiny (WESTRA & LEMONS 2007, SABO 2007, VOLOŠČUK 2013), a nástrojom k tomu má byť posilnenie prirodzenej štruktúry, dynamiky a funkčnosti spoločenstiev a ekosystémov.

Schopnosť disipácie slnečnej energie ako miera (funkčnej zložky) zložitosti

Cieľom prezentovanej štúdie je priblížiť koncepcie ekologickej komplexity (EK) a ekologickej integrity (EI) ekosystémov a overiť možnosti ich praktického hodnotenia. Vychádzali sme z dimenzií komplexity podľa CADENASSO et al. (2006), ktoré sme adaptovali za účelom ich praktického využitia na hodnotenie funkčného a štrukturálneho rozmeru EK a EI. Tento funkčný rozmer úzko súvisí s Prigoginovou koncepciou nerovnovážnej termodynamiky (PRIGOGINE & STENGERS 1984), ktorú pre výskum živých systémov rozvinuli najmä SCHNEIDER & KAY (1994), KAY (2000), JØRGENSEN et al. (2007). Podľa SCHNEIDERA A KAYA (1994) je cieľom vývoja ekosystému schopnosť maximálnej disipácie slnečnej energie. JØRGENSEN (2012) uvádza vzťah medzi zložitosťou štruktúry ekosystému a termodynamikou: ekosystém v nižších sukcesných štádiách sa vyznačuje najmä budovaním biomasy (rastová forma I), kým klimaxový ekosystém sa vyznačuje najmä zvyšovaním zložitosti usporiadania vo forme sieťových štruktúr a informácie (rastové formy II a III).

Vo vegetačnom období sa najviac ekosystémom zachytenej slnečnej energie využije v procesoch evapotranspirácie (LIN et al. 2009, 2011). Zmeny disipácie energie v dôsledku zmien ekosystémov a krajiny majú aj klimatické dôsledky, pretože disipácia slnečnej energie vegetáciou a vodnými plochami má ochladzujúci efekt, zjavný v nižších zemepisných šírkach a v miernom pásme v lete. Likvidácia lesných ekosystémov a úbytok vodných plôch a mokradí sa preto premieta do miestnych až regionálnych zmien klímy

a posilňuje klimatickú zmenu (POKORNÝ 2010). EISELTOVÁ et al. (2012) a POKORNÝ et al. (2010) vychádzajú z hodnotenia evapotranspirácie a poukazujú na význam vegetácie a vodných plôch pre udržanie miestnej klímy. Aj štúdia ČABOUNA (2008) poukázala na ochladzujúci efekt vegetácie na teplotu povrchu a ovzdušia pri letných horúčavách. Synergia pôsobenia slnečného žiarenia, vegetácie a vlhkosti je zdrojom a indikátorom početných ekologických funkcií a ekosystémových služieb v krajine (HESSLEROVÁ & POKORNÝ 2009). Udržanie primeranej štruktúry vegetácie a dostatku vodných plôch a mokradí v krajine je preto zásadné, ak máme dosiahnuť zmiernenie klimatickej zmeny (popri nevyhnutnej redukcii spaľovania fosílnych palív).

Možnosťami kvantifikácie vplyvov odlesňovania a degradácie lesných ekosystémov na vzrast teploty povrchu lesného zápoja sa zaoberá štúdia LIN et al (2017), využívajúca teplotný indikátor TRN, podľa ktorej zo všetkých vegetačných typov majú najvyšší index TRN dospelé lesy. Aj podľa inej štúdie (LIN et al. 2008) charakter vegetácie výrazne ovplyvňuje zmeny jej povrchovej teploty, čo sme potvrdili aj oboma našimi štúdiami. V prípade lesov je hlavným faktorom vyššej disipácie energie ich vyššia biomasa (GU in LIN et al. 2017). Štúdie zamerané na lesy potvrdzujú, že tieto majú vyššiu schopnosť disipácie slnečnej energie a sú rezilientnejšie voči otepľovaniu ich povrchu, celkovo brzdia klimatickú zmenu (LIN et al. 2017, ELLISON et al. 2017).

Prvé hodnotenie ekosystémov na báze termodynamickej teórie realizovali LUVALL & HOLBO (1989), ktorí preukázali, že čím je zložitejšia vnútorná organizácia ekosystému, tým je jeho povrchová teplota nižšia. AERTS et al. (2004) ako indikátor úspešnosti obnovy ekosystému (to znamená aj obnovy jeho integrity) v slnečných podmienkach východnej Afriky využili index TBC. LIN et al. (2009) hodnotili úroveň autoorganizácie piatich rastlinných spoločenstiev v juhozápadnej Číne, vybraných na základe postupne rastúceho antropogénneho vplyvu. Najbližšie prírode bol sezónny (sub)tropický dažďový prales, nasledoval umelý tropický dažďový prales, kaučuková plantáž a 13-ročný krovinový porast s dominanciou *Chromolaena odorata* resp. 1-ročný porast s touto rastlinou. Na hodnotenie použili indikátory SED, SEC a proxy indikátor TRN. Preukázali koreláciu medzi zložitou vegetáciou a úrovňou disipácie slnečnej energie ekosystémami a vplyv zmien využívania krajiny na lokálnu teplotu ovzdušia. Najvyššiu úroveň autoorganizácie mal podľa očakávania tropický dažďový prales.

Napriek týmto experimentom pretrvávajúcim problémom koncepcie nerovnovážnej termodynamiky je fakt, že za rozsiahlym a do hĺbky prepracovaným teoretickým rámcom zatiaľ stále zaostáva jeho praktické využitie. Aj preto sme sa zamerali na overenie nových prístupov k hodnoteniu ekologickej komplexity resp. integrity ekosystémov, zahŕňajúce prístupy na báze nerovnovážnej termodynamiky živých systémov, t.j. hodnotenie do ktorého vstupujú celostné premenné označujúce disipáciu a zachyt slnečnej energie ekosystémom (SABO et al. 2011a, SABO & ŠKODOVÁ 2016). Použité indexy sme predstavili v časti 2.1, vychádzali sme najmä z metodík prezentovaných v štúdiách LIN et al. (2009) a MAES et al. (2011).

Na hodnotenie disipácie slnečnej energie sa dnes v praxi využíva viac indexov, podrobný prehľad podávajú MAES et al. (2011), podľa ktorých je možné fenomén disipácie slnečnej energie využiť na relatívne rýchle hodnotenie ekologického stavu ekosystémov, keďže táto disipácia sa zvyšuje nielen smerom k vyšším sukcesným štádiám, ale aj smerom od narušených ekosystémov k prirodzeným. Jedno z cenných zistení ich štúdie je, že rôzne indexy indikujúce disipáciu slnečnej energie sú v relatívne silnej vzájomnej korelácii, preto nie je nutné využívať celé ich široké spektrum. V našej práci sme preto využili iba štyri indexy, najvhodnejšími (v rámci bloku anticyklonálneho počasia menej ovplyvňovanými meteorologickými podmienkami) sú index SED, disipácie slnečnej energie ekosystémom a index SEC, zachytu energie ekosystémom. Podľa MAES et al. (2011) má najvyššiu diskriminačnú silu index SED. Podľa nami získaných výsledkov je rovnako dobrým, v niektorých prípadoch ešte výpovednejším aj index SEC. Ako proxy indikátory sme využili aj index

teplotnej pufracej kapacity ekosystému TBC a index teplotnej odozvy ekosystému TRN. Treba vidieť, že načrtnuté metódy sú stále vo vývoji, vrátane indexov disipácie slnečnej energie.

Podľa nami získaných výsledkov sa ochladzujúci efekt vegetácie (v porovnaní s odkrytým substrátom alebo umelými povrchmi, ako je napr. asfaltová cesta, SABO & ŠKODOVÁ 2016) zvyšuje smerom k vyšším sukcesným štádiám, čo je v súlade s teóriou nerovnovážnej termodynamiky a výsledkami iných štúdií, napr. AERTS et al. (2004), LIN et al. (2009, 2011), POKORNÝ et al. (2010). Podľa našich výsledkov sa však ochladzujúci efekt netýka iba lesov, aj keď v ich prípade je najvyšší. Krajinu ochladzuje aj disipácia slnečnej energie krovínami, trvalými trávnyimi porastami, mokraďami, vodnými tokmi a vodnými plochami. To je v súlade so zisteniami POKORNÉHO et al. (2010) a EISELTOVEJ et al. (2012), ktorí poukázali na význam evapotranspirácie pre udržateľný manažment krajiny. Rozsiahle zvyšovanie zástavby, odstraňovanie vegetácie a vysušanie krajiny (vrátane mokradí) preto nevyhnutne vedie k zníženiu kapacity ekosystémov a krajín disipovať slnečnú energiu a tým k prehrievaniu krajiny v letnom období (TESAŘ et al. 2007).

V prípade hodnotenia funkčnej zložky ekologickej integrity je potrebné hodnotiť aj disipáciu slnečnej energie referenčným ekosystémom, aby sme mohli vyhodnotiť vzdialenosť hodnoteného ekosystému od referenčného prírodného vzoru (v prípade našej štúdie z úpätia Tematínskych vrchov ním bol porast duba cerového). V našej štúdii sme použili metódu snímania porastu na južnom okraji lesa, ktorý je v priebehu dňa neustále oslnený. Dnešné technické možnosti však umožňujú využiť aj vyhotovenie termálnych snímok termokamerou, ktorá sníma územie z nízko letiaceho lietadla, čo využili napr. LUVALL & HOLBO (1989) a QUATTROCHI & LUVALL 1999). KIM et al. (2016) využili termosnímky na výpočet teploty povrchu lesného ekosystému, v ktorom dominovala vždy zelená borovica *Pinus ponderosa*. V strednej Európe využívajú termovíziu na meranie povrchovej teploty ekosystémov napr. POKORNÝ et al. (2010).

Termodynamické princípy aplikovateľné na hodnotenie ekologickej zložitosti a integrity nie sú obmedzené iba na disipáciu energie, ale pri komplexnejšom prístupe môžu zahŕňať napr. aj uchovávanie vysoko kvalitnej energie (tzv. exergie) v ekosystéme (napr. JØRGENSEN et al. 2007, SILOW & MOKRY 2010). Platí, že čím väčší obsah energie je uchovávaný v ekosystéme, tým je odolnejší voči disturbanciám. Exergia sa prejavuje v objeme biomasy, sieťovej štruktúry a informácie (JØRGENSEN 2012).

Druhovú diverzitu a hemeróbiu vegetácie ako miera (štruktúrálnej) zložitosti a integrity

Prístupy k hodnoteniu štruktúrálnej zložky ekologickej komplexity sú zatiaľ veľmi rôzne. Napr. PARRROT (2010) navrhuje ako dobrú mieru priestorovej zložitosti fraktálnu dimenziu, ktorej veľkosť je v pozitívnej korelácii s prirodzenosťou ekosystému. Avšak uplatnenie tejto metódy je problematické v prípadoch ak priestorová štruktúra ekosystému alebo krajiny nemá výrazný fraktálny charakter.

MÜLLER (2005) navrhuje indikovať ekologickú integritu ekosystému malou množinou celostných indikátorov, ktoré vychádzajú z tzv. orientorov (prvky ekosystému, ktoré sú v priebehu autoorganizačných procesov v ekosystéme optimalizované a indikujú jeho stavy, štruktúru a fungovanie), ktoré člení najmä na orientory termodynamické (napr. zachyt slnečnej energie, jej uchovávanie a degradácia), informačné (napr. druhová diverzita, krajinná metrika), ďalej ekofyziologické (napr. počet symbiotických vzťahov a počet ník v ekosystéme), dynamické a indikátory ekosystémových služieb. Nami zvolený prístup hodnotenia ekologickej integrity je teda iba jeden z viacerých možných prístupov, podobne ako autor koncepcie orientorov sa snažíme o spojenie kvalitatívne rôznych parciálnych indexov a o udržanie relatívne malého počtu parciálnych indikátorov, aby hodnotenie bolo uskutočniteľné.

Pojem ekologickej integrity môže mať aj širšie interpretácie ako používame v tejto štúdii. Napr.

kvantifikácia využívaná pri hodnotení ekologickej integrity národných parkov Kanady a USA vychádza z monitoringu zastúpenia charakteristických resp. cieľových druhov v ekosystémoch (WOODLEY 2010). Na druhej strane takto chápaná integrita nepokrýva termodynamický rozmer ekosystémov, ktorý prispieva do výsledného obrazu EI. Podľa autorov štúdie o tvorbe terestrického indexu integrity (ANDREASEN et al. 2001) sa EI týka nielen biodiverzity, ale aj stability, udržateľnosti, prirodzenosti, blízkosti k divočine a krásy. Pri definovaní charakteristík praktického indexu EI ANDREASEN et al. (2001) rozlišujú hodnotenie kompozície, štruktúry a funkcie, kým náš prístup zahŕňa ako indikátor horizontálnej štruktúry aj druhové zloženie spoločenstva (jeho kompozíciu).

Viaceré prístupy (napr. WOODLEY 2010,) sa zhodujú v tom, že k ukazovateľom integrity ekosystému patrí druhová diverzita aj druhové zloženie ekosystému. Z tohto poznania vychádzame pri hodnotení štruktúrnej zložky zložitosti a integrity ekosystému aj my. Čo sa týka samotnej metriky druhovej diverzity, napriek konsenzu o jej význame zatiaľ chýbajú štandardizované postupy, predovšetkým týkajúce sa monitoringu biodiverzity za účelom ochrany prírody a manažmentu ekosystémov (CHIARUCCI et al. 2011). Aj preto sme úmyselne, za účelom porovnania, použili viaceré indexy, nielen klasický Shannon-Winerov index SW, ale aj Hilllove čísla (JOST 2006), nazývané aj pravdivé indexy diverzity 1D a 2D (TUOMISTO 2011). Získané výsledky demonštrujú, že tieto „pravdivé indexy“ majú väčšiu diskriminačnú silu, preto sú vhodnejšie pre porovnávanie spoločenstiev ako Shannonov alebo Simpsonov index. V našej štúdii sme porovnávali hodnoty indexov 1D a 2D vypočítané pre jednotlivé ekosystémy (tabuľka 24). Tiež treba vnímať, že iba hodnotenie druhovej diverzity ako indikátora štruktúrnej zložitosti a integrity ekosystému nestačí, napr. WRZESIEN et al. (2016) preukázali, že dokonca aj flóra vo vnútorných urbánnych železničných oblastiach Lublinu v Poľsku a Ľvova na Ukrajine je druhovo veľmi pestrá, ale s vysokým zastúpením inváznych druhov.

V prípade indexov indikujúcich ekologickú integritu na báze pôvodnosti resp. hemeróbie vegetácie je potrebné pristaviť sa aj pri terminológii, ktorá zatiaľ nie je ustálená, najmä v prípade pojmov „inváznosť“ (*invasiveness*) alebo „pôvodnosť“ resp. „prírodnosť“ (*nativeness*). Napr. TRIGGER et al. (2008) používajú pojem „prírodzenosť“ (*naturalness*) ako synonymum k „prírodnosti“, kým MACHADO (2004) považuje za „prírodný“ (*native*) systém iba autentickú divočinu. Aj z nášho pohľadu ide o rôzne pojmy: prirodzenosť indikuje stupeň prirodzeného druhového zloženia spoločenstiev (čo môže zahŕňať aj naturalizované nepôvodné druhy), kým pôvodnosť (prírodnosť) vyjadruje mieru pôvodnosti prírodnej vegetácie územia predtým ako v ňom nastali antropogénne zmeny. Aj z ilustrácie na obr. 24 je zrejmé, že pojmy „prírodzenosť“ a „pôvodnosť“ v predloženej štúdii nepovažujeme za synonymické.

Koncepcia hemeróbie sa využíva na hodnotenie antropogénnych zmien rastlinných spoločenstiev (napr. JACKOWIAK 1998, KIEDRZYŃSKI et al. 2014). Čo sa týka indexov hemeróbie (a naopak indexov kvality vegetácie), ich kvantifikácia odráža rôznosť prístupov, aj to, že indexy zatiaľ nie sú štandardizované. Napr. CIECIERSKA A KOLADA (2014) vytvorili syntetický index reflektujúci druhové zloženie a vyrovnanosť spoločenstva makrofytov v litorálnej zone ako základ odhadu ekologického stavu jazier. Avšak kvalitu porastu makrofytov nereflektuje iba nimi použitá analýza zložitosti a kompozície litorálnej vegetácie rôznymi spoločenstvami. Výskyt synantropných druhov už uvažujú SERAFIN A POGORLEZEC (2011), avšak ich výpočet redukuje hodnotenie synantropizácie vegetácie na synantropizáciu flóry. Na Slovensku komplexnejšiu štúdiu, vrátane detailnejšej klasifikácie synantropných druhov prezentuje KANKA (2014), ale synantropizácia je tu opäť obmedzená iba na zastúpenie synantropných druhov vo flóre území. Obrátený prístup k nášmu hodnoteniu prezentujú KIM et al. (2002), ktorí z klasifikácie stupňa hemeróbie jednotlivých biotopov a z výskytu jednotlivých druhov v týchto

biotopoch odvodzujú indikačnú hodnotu hemeróbie pre jednotlivé taxóny. Priradenie indikačných hodnôt hemeróbie každému taxónu flóry určitého územia potom vytvára základ pre komplexné hodnotenie hemeróbie biotopov.

Pri hodnotení hemeróbie a kvality vegetácie vychádzame z dostupných klasifikácií synantropných a cudzích druhov, pričom sme vytvorili pôvodné indexy cudzosti, synantropizácie, prirodzenosti a pôvodnosti vegetácie. Pri hodnotení synantropizácie vychádzame zo staršej štúdie (JURKO 1990) a vždy treba rozhodnúť, či druh označený ako fakultatívne synantropný nemá v danom spoločenstve prirodzený výskyt. V prípade inváznych druhov sme sa mohli oprieť o nový zoznam nepôvodných druhov podľa MEDVECKEJ et al. (2012). Rôznym kategóriám druhov sme priradili rôzne váhy reflektujúce ich význam v spoločenstve z pohľadu daného kritéria, čo však treba brať iba ako prvé priblíženie pri navrhovaní indexov diverzity, ktoré si vyžiada rozsiahlejšiu kalibráciu a precizáciu.

Aj pri hodnotení štrukturálnej zložky ekologickej integrity vychádzame z jej definovania ako ekologickej vzdialenosti štruktúry (a kompozície) hodnoteného ekosystému od štruktúry (a kompozície) referenčného ekosystému divočiny, určeného napr. podľa mapy potenciálnej prirodzenej vegetácie). Určenie výslednej vzdialenosti od referenčného ekosystému si vyžaduje hodnotenie ekologických vzdialeností v každom z uvažovaných rozmerov ekologickej komplexity, funkčného aj štrukturálneho

Definícia referenčného ekosystému však ostáva otvorenou otázkou. Napr. pri hodnotení integrity lúk a mokradí nám ich integrita vyšla výrazne nižšia oproti bukovému lesu určenému podľa mapy potenciálnej prírodnej vegetácie, pritom však ide o lúky druhovo bohaté a v mokradiach zas boli viac zastúpené ohrozené druhy. Vzhľadom k tomu a vzhľadom k vysokej disipácii slnečnej energie majú druhovo pestré lúky a mokrade v krajine veľký ekologický význam. Možno v budúcnosti bude preto správnejšie brať do úvahy mokradný referenčný ekosystém (a analogicky lúčny). Čo sa týka druhového zloženia referenčného ekosystému, vhodným základom pre zisťovanie prítomnosti charakteristických druhov môže byť napr. Katalóg biotopov Slovenska (STANOVÁ & VALACHOVIČ 2002). Keďže však zložitost' má aj funkčnú zložku, časom by to vyžadovalo postupne vytvoriť akýsi „katalóg disipácie slnečnej energie referenčnými biotopmi“, čo si však vyžaduje masívny počet meraní alebo využívanie zjednodušených teplotných indikátorov (napr. v prípade zosnímania územia termokamerou). V každom prípade by použité metódy mali byť pomerne jednoducho realizovateľné v reálnej krajine.

Záver

Prezentovaná monografia sa pokúša prispieť k rozšíreniu už dnes pestrého portfólia rozmanitých prístupov k hodnoteniu ekologickej komplexity (EK) a ekologickej integrity (EI) na úrovni ekosystémov, tak po stránke metodologickej ako aj praktickej realizácie. Východiskom nášho prístupu je kvantifikácia vybraných parciálnych indikátorov z oblastí funkčných a štrukturálnych zložiek EK a EI, pričom vo výslednej syntéze spájame také rozdielne skupiny ako je napr. disipácia a zachyt slnečnej energie ekosystémom, druhová diverzita a hemeróbia resp. kvalita vegetácie, pri ktorej uvažujeme zastúpenie kvalitatívne rôznych skupín druhov, v menšej miere aj samotné floristické zloženie.

Najmä oblasť tvorby syntetických indexov integrity je otvorená pre ďalší vývoj, s tým, že do portfólia parciálnych indexov by mohli pribudnúť aj niektoré ďalšie indexy, napr. tie, ktoré sa používajú pri hodnotení ekologickej integrity národných parkov a iných chránených území v USA a v Kanade. Otvorená je aj otázka optimalizácie váhovania jednotlivých kategórií rastlín použitého pri výpočtoch.

Napriek tomu prezentované výsledky demonštrujú realizovateľnosť a potenciálnu užitočnosť navrhnutého hodnotenia EK a EI ekosystémov. V praktickej rovine potvrdzujú aj veľký ekologický význam vegetácie vyšších sukcesných štádií, ale podobne aj vody a mokradných spoločenstiev v krajine, predovšetkým z pohľadu regulácie klímy. Ostáva zdôrazniť, že uvedené postupy síce platia pre úroveň ekosystémov, ale do určitej miery sú zovšeobecniteľné aj pre krajinu. Na úrovni krajiny sme však pri hodnotení funkčného rozmeru ekologickej komplexity a integrity nútení využívať menej presné, ale zato ľahšie dostupné teplotné indikátory, vrátane teploty povrchu hodnotených ekosystémov.

Literatúra

- ADAMI CH., OFRIA CH. & COLLIER T.C., 2000: Evolution of biological complexity. PNAS, vol. 97, No. 9, pp. 4463 – 4468.
- AERTS R., WAGENDORP T., NOVEMBER E., BEHAILU M., DECKERS J. & MUYS B., 2004: Ecosystem Thermal Buffer Capacity as an Indicator of the Restoration Status of Protected Areas in the Northern Ethiopian Highlands. *Restoration Ecology*, 12, No.4, pp. 586-596.
- ANDREAS B. K., MACK J.J. & McCORMAC J.S., 2004: Floristic Quality Assessment Index (FQAI) for vascular plants and mosses for the State of Ohio. Ohio Environmental Protection Agency, Division of Surface Water, Wetland Ecology Group, Columbus, Ohio. 219 pp.
- ANDREASEN, J.K., O'NEILL, R.V., NOSS, R., SLOSSER, N.C., 2001: Considerations for the development of a terrestrial index of ecological integrity, *Ecological Indicators*, vol. 1, No.1, August 2001, pp. 21-35.
- BARNOSKY, A.D., HADLY, E.A., BASCOMPTE, J., BERLOW, E.L., BROWN, J.H., FORTELIUS, M., GETZ, W.M., HARTE, J., HASTINGS, A., MARQUET, P.A., MARTINEZ, N.D., MOOERS, A., ROOPNARINE, P., VERMEIJ, G., WILLIAMS, J.W., GILLESPIE, R., KITZES, J., MARSHALL, CH., MATZKE, N., MINDELL, D.P., REVILLA, E. & SMITH, A.B., 2012: Approaching a state shift in Earth's biosphere. *Nature* 486: 52 - 58.
- BEGON M., HARPER J.L. & TOWNSEND, C.R., 1997: *Ekologie: Jedinci, populace a spoločenstva*, Vydavatelství University Palackého, Olomouc, (český překlad), 949 pp.
- von BERTALANFFY, L., 1968: *General System Theory, Foundations, Development and Applications*, George Brazillier, New York, 365 pp.
- BROM J. 2008: *Úloha vegetace v kulturní krajině ve vztahu k disipaci sluneční energie*. České Budějovice: Jihočeská Univerzita, 2008, Dizertačná práce. 159 pp., [online], cit. 2010-05-20, URL: http://www.jbrom.wz.cz/publ/Brom-DP_public.pdf
- BROM J. & POKORNÝ J., 2009: Temperature and humidity characteristics of two willow stands, a peaty meadow and a drained pasture and their impact on landscape functioning. *Boreal Environment Research*, vol. 14, pp. 389-403.
- BROWN, E.D. & WILLIAMS B.K., 2016: Ecological integrity assessment as a metric of biosiversity: are we measuring what we say we are? *Biodiversity Conservation* 25 (2016): 1011-1035.
- CADENASSO M.L., PICKETT S.T.A & GROVE J.M., 2006: Dimensions of ecosystem complexity: Heterogeneity, connectivity, and history. *Ecological complexity* 3 (2006), pp. 1 – 12.
- CAIN M.L., BOWMAN W.D. & HACKER S.D., 2014: *Ecology*. Third Edition. Sinauer Associates, ISBN-13: 978-0878939084, 596 pp.
- CAPRA F., 1984: *The Turning Point: Science and the Rising Culture*, William Collins Sons & Co., Glasgow, 516 pp.

- CAPRA F., 1997: The Web of Life: A new synthesis of Mind and Matter, Hammersmith, London, ISBN 0-00-654751-6, 320 pp.
- CEBECAUEROVÁ M. & LEHOTSKÝ M., 2012: Komplexita ripariálnej zóny – príklad rurálneho segmentu vodného toku Torysa. *Geografický časopis* 64 (2012) 2, pp.133 – 154.
- CIECIERSKA, H. & KOLADA, A., 2014: ESMI: a macrophyte index for assessing the ecological status of lakes, *Environ. Minit. Assess.*, 186, 5501-5517.
- ČABOUN V. 2008: Vplyv vegetácie na znižovanie teploty povrchov a ovzdušia pri extrémnych letných horúčavách. In *Bioklimatické aspekty hodnotenia procesov v krajine*. 2008, Mikulov : Český hydrometeorologický ústav. ISBN 978-80-86690-55-1. 15 pp.
- DESROCHERS R.E. & ANAND M., 2005: Quantifying the components of biocomplexity along ecological perturbation gradients. *Biodiversity and Conservation* 14: 3 437–3 455.
- DIAMOND J., 2008: Kolaps. Proč společnosti přežívají či zanikají. Academia, Praha, **ISBN**: 978-80-200-1589-1, 752 pp.
- DIVIAKOVÁ, A., 2010: Nelesná drevinová vegetácia a hodnotenie jej prírodochrannej, biotickej a krajinnékoekologickej významnosti (modelové územie kataster obce Žibritov, Štiavnické vrchy). *Geographia Cassoviensis* 4: 48-52.
- EEA, 2015: The European environment – state and outlook 2015: synthesis report. ISBN 978-92-9213-515-7, 204 pp.
- EEA, 2017: Climate change, impacts and vulnerability in Europe 2016. European Environment Agency, Luxembourg, ISBN 978-92-9213-836-3, 419 pp.
- EISELTOVÁ M., POKORNÝ J., HESSLEROVÁ P. & RIPL W., 2012: Evapotranspiration – A Driving Force in Landscape Sustainability. In: Irmak A., 2012: Evapotranspiration - Remote Sensing and Modeling. InTech Europe, Croatia, ISBN 978-953-307-808-3, 514 pp.
- ELIÁŠ, P., 2002: Zdravie ekosystémov: uplatnenie koncepcie zdravia v ekológii? *Životné prostredie*, vol. 36, No. 3,
- ELIÁŠ P. jun, DÍTĚ D., KLIMENT J., HRIVNÁK R & FERÁKOVÁ V., 2015: Red list of ferns and flowering plants of Slovakia, 5th edition (October 2014)*, Electronic Apendix 1. *Biologia* 70 (2): 218 – 228.
- ELLISON D., MORRIS C.E., LOCATELLI B., SHEIL D., COHEN J., MURDIYARSO D., GUTIERREZ V., van NOORDWIJK M., CREED I.F., POKORNY J., GAVEAU D., SPRACKLEN D.V., TOBELLA, A.B., ILSTEDT U., TEULING A.J., GEBREHIWOT, S.G., SANDS D.C., MUYS B., VERBIST B., SPRINGGAY E., SUGANDI Y. & SULLIVAN C.A., 2017: Trees, forests and water: Cool insights for a hot world. *Global Environmental Change* 43: 51-61.
- FABER-LANGENDOEN D., ROCCHIO J., SCHAFALE M., NORDMAN C., PYNE M., TEAGUE J., FOTI T. (COMER P., 2006: Ecological Integrity Assessment and Performance Measures for Wetland Mitigation. Final Report, March 15, 2006. NatureServe, Arlington, VA, 45 pp., http://www.cnhp.colostate.edu/documents/2005/ecological_integrity/EIA_Wetlands_Mar15%20EPA%20Final%20Report%20with%20FT.pdf
- FABER-LANGENDOEN, D., C. HEDGE, M. KOST, S. THOMAS, L. SMART, R. SMYTH, J. DRAKE, AND S. MENARD, 2012a: Assessment of wetland ecosystem condition across landscape regions: A multi-metric approach. Part A. Ecological Integrity Assessment overview and field study in Michigan and Indiana. EPA/600/R-12/021a. U.S. Environmental Protection Agency Office of Research and Development, Washington, DC.

- FABER-LANGENDOEN, D., J. ROCCHIO, S. THOMAS, M. KOST, C. HEDGE, B. NICHOLS, K. WALZ, G. KITTEL, S. MENARD, J. DRAKE, AND E. MULDAVIN, 2012b: Assessment of wet-land ecosystem condition across landscape regions: A multi-metric approach. Part B. Ecological Integrity Assessment protocols for rapid field methods (L2). EPA/600/R-12/021b. U.S. Environmental Protection Agency Office of Research and Development, Washington, DC.
- FANELLI G., TESCAROLLO P., TESTI A. 2006: Ecological indicators applied to urban and suburban floras. *Ecological Indicators* 6: 444- 457.
- FAŠKO, P. & ŠŤASTNÝ, P., 2002: Priemerné ročné úhrny zrážok. Mapa 1: 2 000 000. In: Atlas krajiny SR, 2002, MŽP SR, Bratislava, SAŽP, Banská Bystrica, p. 99.
- GOLDSMITH E., 1996: The Way: An Ecological World - View, Themis Books, Dartington, Devon, ISBN 0-9527302-3-5, 553 pp.
- GMS, 2017: Geologická mapa Slovenska M 1:50 000 Bratislava: Štátny geologický ústav Dionýza Štúra, 2017. [online], cit. 2018-01-15, <http://apl.geology.sk/gm50js>.
- GREEN D.G., KLOMP N., RIMMINGTON G. & SADEDIN S., 2006: Complexity in Landscape Ecology. Springer, Dordrecht, 208 pp.
- de GROOT R.S., ALKEMADE R., BRAAT L., HEIN L. & WILLEMEN L., 2010: Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecological Complexity* 7 (2010): 260-272.
- HECHT, A.D., FIKSEL, J., FULTON, S.C., YOSIE, T.F., HAWKINS, N.C., LEUENBERGER, H., GOLDEN, J.S. & LOVEJOY, T.E., 2012: Creating the future we want. Sustainability: Science, Practice, & Policy (e-Journal) 8(2): 62-75.
- HEIP C.H.R., HERMAN P.M.J. & SOETAERT K., 1998: Indices of diversity and evenness. *Oceanis* 24 (No. 4): 61-87
- HESSLEROVÁ P. & POKORNÝ J., 2010: The synergy of solar radiation, plant biomass, and humidity as an indicator of ecological functions of the landscape: A case study from Central Europe. Integrated Environmental Assessment and Management Volume 6, Issue 2 , pp. 249-259.
- HOBSON P. & IBISCH P.I., 2010: An alternative conceptual framework for sustainability: systemics and thermodynamics. In: Ibisch P.I, Vega A.E. & Herrmann T.M. (eds.) 2010: Interdependence of biodiversity and development under global change. Technical Series NO. 54, Secretariat on The Convention on Biological Diversity, Montreal (2nd edition), pp. 127-148.
- HRVOL J. & TOMLAIN J. 1997: Žiarenie v atmosfére. Matematicko – fyzikálna fakulta Univerzity Komenského, Bratislava, 134 pp.
- CHIARUCCI A., BACARO G. & SCHEINER S.M., 2011: Old and new challenges in using species diversity for assessing biodiversity. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 366: 2426–2437
- IPCC, 2014: Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, R.K. Pachauri and L.A. Meyer (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, 151 pp.
- IUCN, 2017: IUCN RedList of Threatened Species. Version 2017.2. Summary statistics, [online], vyhl'adané 16-9-2017: http://cmsdocs.s3.amazonaws.com/summarystats/2017-2_Summary_Stats_Page_Documents/2017_2_RL_Stats_Table_1.pdf
- JACKOWIAK B., 1998: The hemeroby concept in the evaluation of human influence on the urban flora of Vienna. *Phytocoenosis* 10:79–96.

- JANČURA P., KULANDA M., SLÁMOVÁ M. & CIHLÁROVÁ R. 2010: Zmena charakteristických čŕt krajiny vo vzťahu k zániku historických krajinných štruktúr v Pieninách. In: Pieniny-Zapora-Zmiany: Monografie Pienińskie,
- JOST L.: Entropy and diversity, *Oikos*, 113, 363–375, 2006.
- JØRGENSEN, S.E., 2012: Introduction to Systems Ecology. CRC Press, Taylor & Francis Group, Boca Raton, USA, ISBN 978-1-4398-5501-0, 320 pp.
- JØRGENSEN S.E., FATH B.D., BASTIANOVÍ S., MARQUES J.C., MÜLLER F., NIELSEN S.N., PATTEN B., TIEZZI E. & ULANOWICZ R.E., 2007: A New Ecoogy. Systems Perspective. Elsevier, Oxford, UK, Amsterdam, The Netherlands, ISBN 978-0-444-53160-5, 275 pp.
- JURKO A., 1990: Ekologické a socioekonomické hodnotenie vegetácie, *Príroda*, Bratislava, 195 pp.
- KANKA, R., 2014: Diversity and selected functional traits of vascular plants on historical structure of agricultural landscape in south-western Slovakia, Actions for Wild Plants: Papers of the 6th Planta Europa, Conference on the Conservation of Plants, Polish Academy of Sciences, Kraków, Poland, 23-27 May 2011, p. 79-89.
- KARR J. R., 1991: "Biological integrity: A long-neglected aspect of water resource management." *Ecological Applications* 1:66–84.
- KARR J. R. 1998: Rivers as sentinels: Using the biology of rivers to guide landscape management. In R. E. Bilby and R J. Naiman (eds.), *The Ecology and Management of Streams and Rivers in the Pacific Northwest Coastal Ecoregion*, Springer-Verlag, New York, 27 pp., <http://www.nic.edu/library/superfund/refdocs%5Ccda0155.pdf>.
- KAY J. J., 2000: Ecosystems As Self-Organizing Holarchic Open Systems: Narratives and the Second Law of Thermodynamics, In: Jorgenses, S.E., Müller, F. (eds): *Handbook of Ecosystem Theories and anagement*, CRC Press –Lewis Publishers, pp. 135-160.
- KAY J.J., 2001: Ecosystems, Science and Sustainability. In: ULGIATTI, S., BROWN, M.T., GIAMPIETRO, M., HERENDEEN, R. MAYUMI, K. (eds.): *Proc. Of the international workshop: Advances in Energy studies: exploring supplies, constraints and strategies*, Porto Venere, Italy, 23-27 May 2000, pp. 319-328.
- KAY J. J., 2002: On Complexity Theory, Exergy and Industrial ecology: Some implications for Industrial Ecology. In: Kibert C., Sendzimir J., Guy B. (eds.): *Construction Ecology: Nature ast the Basis for Green Buildings*, Spon Press, pp. 72 – 107.
- KAY J.J., ALLEN T., FRASER R., LUVALL J.C. & ULANOWICZ R., 2001: Can we use energy based indicators to characterize and measure the status of ecosystems, human, disturbed and natural? *Proc. of the international workshop: Advances in Energy Studies: exploring supplies, constraints and strategies*, Porto Venere, Italy, 23-27 May, pp. 121-133
- KIEDRZYŃSKI M., KIEDRZYŃSKA E., WITOSLAWSKI P., URBANIAK M. & KUROWSKI J.K., 2014: Historical Land Use, Actual Vegetation, and the Hemeroby Levels in Ecological Evaluation of an Urban River Valley in Perspective of Its Rehabilitation Plan. *Polish Journal of Environmental Studies*, 23 (1): 109-117
- KIM Y.M., ZERBE S. & KOWARIK I., 2002: Human impact on flora and habitats in Korean rural settlements. *Preslia*, Praha, 74: 407–419.
- KOESTLER A., 1969: Some general properties of self-regulating open hierarchic order (SOHO). [online], cit. 2015-10-15, URL: <https://www.panarchy.org/koestler/holon.1969.html>

- KUBÁT K., HROUDAL, L., CHRTEK, J., KAPLAN, Z., KIRCHNER, J. & ŠTĚPÁNEK, J. 2002: Klíč ke květeně České republiky. Praha, Academia, 2002. 928 pp. ISBN 987-80-200-0836-7.
- LAPIN M., FAŠKO P., MELO M., ŠTASTNÝ P. & TOMLAIN J., 2002: Klimatické oblasti. In: Atlas krajiny Slovenskej republiky. Bratislava MŽP SR, SAŽP Banská Bystrica 2002, pp. 106.
- LEHOTSKÝ M., NOVOTNÝ J. & GREŠKOVÁ A., 2008: Complexity and landscape. *Geografický časopis* 60, 2 (2008): 95 – 112.
- LEO D.G. & LEVIN S., 1997 : The Multifaceted Aspects of Ecosystem Integrity, In: Conservation Ecology 1/97, Ecological Society of America, [online], cit. 2005-10-15, URL: <http://www.consecol.org/Journal/vol1,iss1/art3>, 23 pp.
- LEPŠ J., 2013: Diversity and ecosystem function. In: van der Maarel E. & Franklin, J. (eds.): Vegetation ecology. Wiley, Oxford. pp. 308-346.
- LEVIN S.A., 2005: Self-organization and the Emergence of Complexity in Ecological Systems. *BioScience* vol. 55, No. 12, pp. 1075 – 1079.
- LÉVÉQUE CH. & MOUNOLOU J. C., 2003: Biodiversity. John Wiley & Sons, Chichester, England, ISBN 0-470-84-957-6, 298 pp.
- LIESKOVSKÁ Z. & NÉMETHOVÁ M. (eds.), 2017: Správa o stave životného prostredia Slovenskej republiky v roku 2016. MŽP SR, Bratislava, Slovenská agentúra životného prostredia, Banská Bystrica, ISBN 978-80-89503-75-9, 206 pp.
- LIM, Y-K., CAI M., KALNAY E. & ZHOU L., 2008: Impact of Vegetation Types on Surface Temperature Change. *Journal of Applied Meteorology and Climatology*. American Meteorological Society, February 2008, pp. 411 – 424.
- LIN H. CAO M., STOY P.C. & ZHANG Y., 2009: Assessing self-organization of plant communities – a thermodynamic approach. *Ecological Modelling*, vol. 220, No. 6,, pp. 784-790.
- LIN H., CAO M. & ZHANG Y., 2011: Self-organization of tropical seasonal rain forest in southwest China. *Ecological Modelling* 222: 2812-2816.
- LIN H., CHEN Y., SONG Q., FU P., CLEVERLY J., MAGLIULO V., LAW B.E., GOUGH CH.M., HÖRTNAGL L., DI GENNARO F., MATTEUCCI G., MONTAGNANI L., DUCE P., SHAO CH., KATO T., BONAL D., PAUL-LIMOGES E., BERINGER J., GRACE J. & FAN Z., 2017: Quantifying deforestation and forest degradation with thermal response. *Science of the Total Environment* 607–608 (2017): 1286–1292.
- LUVALL J.C. & HOLBO H.R., 1989: Measurement of short-term thermal responses of coniferous forest canopies using thermal scanner data. *Report Sens. Environ.*, **27** (1989), pp. 1-10.
- van der MAAREL, E. 2007: Transformation of cover-abundance values for appropriate numerical treatment – Alternatives to the proposals by Podani. In *Journal of Vegetation Science*. ISSN 1654-1103. 2007, č. 8, pp. 767-770.
- MACE, G., MASUNDIRE, H. & BAILLIE, J., 2005: Biodiversity. In: HASSAN H., SCHOLLES R. & ASH N.J.: Ecosystems and human wellbeing: current status and trends. Island Press, Washington, pp. 79-115.
- MAES W.H., PASUYSEN T., TRABUCCO A., VEROUSTRAETE F. & MUYS B., 2011: Does energy dissipation increase with ecosystem succession? Testing the ecosystem theory combining theoretical simulations and thermal remote sensing observations. *Ecological Modelling* **222** (2011): 3917-3941.
- MAGLOCKÝ Š., 1979: Xerothermná vegetácia v Považskom Inovci. Biologické práce 25/3, Veda, Bratislava, 129 pp.

- MAGLOCKÝ, Š. 2002: Potenciálna prirodzená vegetácia. M 1 : 500 000. In *Atlas krajiny Slovenskej Republiky*. Bratislava, Banská Bystrica : MŽP SR, SAŽP, 2002. ISBN 80-88833-27-2. 114 pp.
- MACHADO, A., 2014: An index of naturalness, *Journal of Nature Conservation*, 12: 95-110.
- MARHOLD K. & HINDÁK F. (eds.), 1998: Zoznam nižších a vyšších rastlín Slovenska. – Veda, Bratislava.
- MEDVECKÁ J., KLIMENT J., MÁJEKOVÁ J., HALADA Ľ., ZALIBEROVÁ M., GOJDIČOVÁ E., FERÁKOVÁ V. & JAROLÍMEK I., 2012: Inventory of the alien flora of Slovakia.. *Preslia* 84: 257–309.
- MIDRIAK, R., ZAUŠKOVÁ, Ľ., SABO, P. et al., 2011: Spustnuté pôdy a pustnutie krajiny Slovenska, Inštitút výskumu krajiny a regiónov, Centrum vedy a výskumu, Fakulta prírodných vied, Univerzita Mateja Bela, ISBN 978-80-557-0110-3, 401 pp.
- MÍCHAL, I., 1994: Ekologická stabilita, Veronica, Brno, ISBN 80-85368-22-6, 275 pp.
- MIKLÓS L., 1992: Conception of territorial system of ecological stability in Slovakia. In: Zborník zo seminára Ecological Stability of Landscape – Ecological Infrastructure – Ecological Management, FV ŽP Praha, Kostelec nad Čern. Lesy, pp. 41-59.
- MUYS B., 2013: Sustainable development within Planetary Boundaries: A Functional Revision of the Definition Based on the Thermodynamics of Complex Social-Ecological Systems. *Challenges in Sustainability*, vol. 1, No.1, pp. 41-52.
- MÜLLER F., 2005: Indicating ecosystem and landscape organisation. *Ecological Indicators*, 5 /4, 280-294.
- NAVARETTE D.M., KAY J.J. & DOLDERMAN D., 2004: Ecological Integrity Discourses: Linking Ecology with Cultural Transformation, *Human ecology Review*, vol. 11, No.3., 2004, Society for *Human Ecology Review*, 11 (2004): 215-229.
- NAVEH Z., 1987: Biocybernetic and thermodynamic perspective of landscape functions and land use patterns, *Landscape Ecology*, vol. 1, No.2, SPB Academic Publishing, The Netherlands, pp. 75-83
- NORRIS C., HOBSON P. & IBISCH P.L., 2012: Microclimate and vegetation function as indicators of forest thermodynamic efficiency. *Journal of Applied Ecology* **49** (2012): 562-570.
- NOVÁČEK P. & HUBA M., 1994: Ohrozená planeta, Univerzita Palackého Olomouc, pp. 203.
- NOVÁČEK, P., 2010: Udržitelný rozvoj. Univerzita Palackého v Olomouci, Přírodovědecká fakulta. Olomouc, ISBN 978-80-244-2514-6, 430 pp.
- ODUM E. P., 1977: Základy ekologie. Academia Praha, 733 pp.
- PARROT L., 2010: Measuring ecological complexity. *Ecological indicators* 10 (2010): 1069 – 1076.
- PAULOV J., 2002: Komplexita a geografia. *Geografický časopis*, Vol. 54, No.4, pp. 393-398.
- PAVLÍK, J. & PAVLÍK, Š., 2001: Ochrana přírody v městách – sociální, estetický a hygienický konflikt, *Životné prostredie*, vol. 35, No.4., 2001, pp. 191-194.
- PIMENTEL D., WESTRA L. & NOSS R.F. (eds.), 2000: Ecological Integrity: Integrating Environment, Conservation, and Health, Island Press, 488 pp.
-
- PLESNÍK J., 2010: Příroda jako proudící mozaika. Co přinesly novější poznatky ekosystémové ekologie. *Ochrana přírody* 65/3: 27–30.
- POKORNÝ J., 2001: Dissipation of solar energy in landscape – controlled by management of water and vegetation. *Renewable Energy*, vol. 24, pp. 641-645.
- POKORNÝ J., 2009: Význam vegetace a vody pro zmírňování klimatické změny. Zpravodaj Ekozemědělci přírodě. No. 5/2009, pp. 18-19.

- POKORNÝ J., KVĚT J. & ČEŘOVSKÁ K., 2002: The role of wetlands in energy and material flows in the landscape. In: Květ, J., Jeník, J., Soukupová, L. (eds) *Freshwater wetlands and their sustainable future A case study of Třeboň Basin Biosphere Reserve, Czech Republic*, UNESCO, Man and Biosphere, Paris, vol 28, 445 – 462.
- POKORNÝ J., REJŠKOVÁ A. & BROM J., 2007: Úloha makrofyt v energetické bilanci mokřadů, *Zprávy Čes. Bot. Společ.*, Praha, 42 Mater. 22: 47 – 60.
- POKORNÝ J., BROM J., CERMÁK, J., HESSLEROVÁ, P., HURYNA H., NADEZHDINA N. & REJŠKOVÁ A., 2010: Solar energy dissipation and temperature control by water and plants. *International Journal of Water* 5: 311–336.
- POTSCHIN M.B. & HAINES-YOUNG R.H., 2011: Ecosystem services. Exploring a geographical perspective. *Progress in Physical Geography* 35 (5): 575 –594.
- PRB, 2017: 2017 World Population Data Sheet. Population Reference Bureau [online]. cit. 2017-09-20, URL: <http://www.prb.org/Publications/Datasheets/2017/2017-world-population-data-sheet.aspx>
- PRIGOGINE I., 1997: *The End of Certainty*. New York: The Free Press, ISBN 0-684-83705-6, 240 pp.
- PRIGOGINE I. & STENGERS I. 1984: *Order out of Chaos: Man's New Dialogue with Nature*. Bantam Books, New York, 349 pp.
- PRIMACK, R. B., KINDLMANN, P. & JERSÁKOVÁ, J., 2001: *Biologické principy ochrany přírody*. Portál, Praha, ISBN 80-7178-552-0, 349 pp..
- PRIMACK R. B., KINDLMANN P. & JERSÁKOVÁ J., 2011: *Úvod do biologie ochrany přírody*. Portál, Praha, ISBN 978-80-7367-595-0, 466 pp.
- PROULX R., 2007: Ecological complexity for unifying ecological theory across scales: A field ecologist's Perspective. *Ecological Complexity* 4/3: 85–92.
- QUATTROCHI D. A. & LUVALL J. C., 1999: Thermal infrared remote sensing for analysis of landscape ecological processes: methods and applications, *Landscape Ecology*, 14, Kluwer Academic Publ., Netherlands, pp. 577-598.
- RANDERS, J., 2012: 2052 – A Global Forecats For The Next Forty Years – A 5,000 Word Summary. [online]. cit. 2015-10-10, <http://www.2052.info/a-5000-word-summary/>.
- RAUP, D.M., 1995: *O zániku druhů*, překlad, Nakladatelství Lidové Noviny, 187 pp.
- REES, M., 2004: *Iba šest čísel. Skryté sily formující podobu vesmíru*. Kalligram, Bratislava, ISBN 809-7149-507-7, 205 pp.
- ROCKSTRÖM J., STEFFEN W., NOONE K., PERSSON L., CHAPIN F., LAMBIN E., LENTON T., SCHEFFER M., FOLKE C., SCHELLNHUBER C.J., NYKVIST B., DE WIT C., HUGHES T., VAN DER LEEUW S., RODHE H., SÖRLIN S., SNYDER P., COSTANZA R., SVEDIN U., FALKEN-MARK M., KARLBERG L., CORELL R., FABRY V., HANSEN J., WALKER B., LIVERMAN D., RICHARDSON K., CRUTZEN P. & FOLEY J.A. 2009: A safe operating space for humanity. *Nature* 461: 472–475.
- RUBIO E., CASELLES V. & BADENAS C., 1997: Emissivity Measurements of Several Soils and Vegetation Types in the 8-14 µm Wave Band: Analysis of Two Field Methods. *Remote Sens. Environ.*, 59: 490-521.
- RYSZKOWSKI L. & KEDZIORA A., 2004: Impact of agricultural landscape structure on energy flow and water cycling. *Journal of Landscape Ecology* 1: 85-94.
- SABO P., 2007: *Základy teórie ekologickej integrity krajiny a výpočty jej parciálnych indexov (a celku)*, In: Daniš D., Jančura P. (eds.), 2007: *Vybrané problémy krajiny, Zborník Katedry tvorby a plánovania krajiny*, Fakulta ekológie a environmentalistiky, Technická univerzita Zvolen, ISBN 978-80-89183-30-

2, pp. 70-82.

- SABO P., 2014: Koncepcia sociálno-ekologického systému a jej implikácie pre manažment chránených území a biosférických rezervácií. In: Midriak R. & Zaušková, L.: Biosférické rezervácie na Slovensku X. Zborník referátov z 10. národnej konferencie o biosférických rezerváciách Slovenska „Biodiverzita a využívanie krajinných ekosystémov v biosférických rezerváciách UNESCO“, konanej v Starej Lesnej 21.-22. októbra 2014, pp. 45.-54
- SABO P. & COCHOVÁ S., 2012: Risk of global collapse and new approach to sustainability concepts. *Transactions of Kremenchuk Mykhailo Ostrohradskyi National University*: 5 / 2012. pp. 135 – 142.
- SABO P. HLADKÁ D. & UHLIAROVÁ E., 2009: Využitie koncepcie ekologickej integrity pri výskume Podlavických výmoľov. In: Zaušková, L. (ed.): Pustnutie krajiny – ochrana pôdy – krajinná ekológia. Zborník referátov z vedeckého seminára pri príležitosti 70. výročia narodenia prof. Ing. Rudolfa Midriaka, DrSc., Banská Bystrica, 9.9.2009, pp. 225-239.
- SABO P. & REPISKÝ Ľ., 2013: Zmeny ekologickej komplexity a kapacity krajiny poskytovať ekosystémové služby. In: Sviček, M. (ed.), 2013: Zborník príspevkov z vedeckého seminára Environmentálne indexy, agroenvironmentálne opatrenia a ekosystémové služby v krajine. Výskumný ústav pôdoznectva a ochrany pôdy, Bratislava, ISBN 978-80-8163-0001-9, pp. 45 – 61.
- SABO, P. & ŠKODOVÁ, M., 2016: Indikácia ekologickej komplexity a integrity vybraných nelesných ekosystémov Krivánskej Fatry a ich využitie. In Dynamika krajinskej štruktúry a diverzita ekosystémov Krivánskej Fatry (monografická štúdia). Vydavateľstvo Univerzity Mateja Bela - Belianum, Banská Bystrica, ISBN 978-80-557-1196-6, pp. 117-137.
- SABO P., TURISOVÁ I., UHLIAROVÁ E., ŠVIDROŇ I. & HLADKÁ D., 2011a: 6 Ekologická integrita ekosystémov a krajiny a jej zmeny na vybraných spustnutých pôdach a zalesnených plochách. In Midriak, R. (ed.), 2011: Spustnuté pôdy a pustnutie krajiny Slovenska, Inštitút výskumu krajiny a regiónov, Centrum vedy a výskumu, Univerzita Mateja Bela, pp. 184 – 213.
- SABO P., URBAN P., TURISOVÁ I., POVAŽAN R. & HERIAN K., 2011b: Ohrozenie a ochrana biodiverzity. Vybrané kapitoly z globálnych environmentálnych problémov. Inštitút výskumu krajiny a regiónov, Centrum vedy a výskumu, Univerzita Mateja Bela, ISBN 978-80-557-0077-9 (elektron. verzia), ISBN 978-80-968989-6-5 (knižná verzia), 320 pp.
- SABO P., UHLIAROVÁ E., TURISOVÁ I. & ŠVIDROŇ I., 2012: Prehodnotenie koncepcie udržateľného rozvoja a ekologická integrita ekosystémov a krajiny ako nový čiastkový indikátor udržateľnosti. In: Nováková M., Sviček M., 2012: Environmentálne indexy a indikátory ako nástroje analýzy a hodnotenia stavov a procesov v krajine. Výskumný ústav pôdoznectva a ochrany pôdy, Bratislava, ISBN 978-80-89128-97-6, pp. 35 – 49.
- SERAFIN, A. & POGORLEZEC, M., 2011: Changes in the flora of the eastern and southern shore area of lake Piaseczno in the years 2003 – 2010, *Acta Agrobot.*, 64, p. 141-150.
- SCHNEIDER E. D. & KAY J. J. 1994: Life as a manifestation of the second law of thermodynamics. *Math. Comp. Modelling* 19 (6–8): 25–48.
- SCHNEIDER E. D. & KAY J. J. 1995: Order from Disorder. The Thermodynamics of Complexity in Biology. In Michael P. Murphy, Luke A.J. O'Neill (ed), "What is Life: The Next Fifty Years. Reflections on the Future of Biology", Cambridge University Press, pp. 161-172
- SILOW E.A. & MOKRY A.V., 2010: Exergy as a tool for ecosystem health assessment. *Entropy* 12: 902–925.
- SLAVÍKOVÁ J., 1986: Ekologie rostlin, Státní pedagogické nakladatelství, Praha, 366 pp.
- STANOVÁ V. & VALACHOVIČ M., (eds.), 2002: Katalóg biotopov Slovenska, Daphne – Inštitút aplikovanej ekológie, Bratislava, ISBN 80-89133-00-2, 225 pp.

- STEFFEN, W., SANDERSON A., TYSON P.D., JÄGER J., MATSON P.A., MOORE B., OLDFIELD F., RICHARDSON K., SCHELLNHUBER H.J., TURNER B.L. & WASSON R.J., 2004: Global Change and the Earth System. Executive summary. IGBP synthesis. International Geosphere-Biosphere Programme, ISBN 91-631-5380-7, 42 pp., online, cit. 10-12-2015, <http://www.igbp.net/publications/igbpbookseries/igbpbookseries/globalchangeandtheearthsystem2004.5.1b8ae20512db692f2a680007462.html>
- STEFFEN W., GRINEVALD J., CRUTZEN P & MCNEILL J.R., 2011: The Anthropocene: conceptual and historical perspectives. *Philosophical Transactions of the Royal Society A* (2011) **369**: 842-867.
- STEFFEN W., BROADGATE W., DEUTSCH L., GAFFNEY O. & LUDWIG C., 2015: The trajectory of the Anthropocene: The Great Acceleration. *The Anthropocene Review*. Sage Pub, UK, 1 – 18 pp.
- STEINHARDT U., HERZOG F., LAUSCH A., MÜLLER E. & LEHMANN S., 1999: Hemeroby index for landscape monitoring and evaluation. - IN: PYKH, Y.A., HYATT, D.E., LENZ, R.J. (eds): *Environmental Indices – System Analysis Approach*. Oxford, EOLSS Publications, pp. 237-254.
- ŠÁLY R. & ŠURINA B., 2002: *Pôdy*. M 1: 500 000. In: Atlas krajiny Slovenskej republiky. Bratislava MŽP SR, SAŽP Banská Bystrica 2002, pp. 106.
- ŠPULEROVÁ J., 2007: Nelesná vegetácia a jej hodnotenie pre potreby ochrany prírody. *Ekológia a Environmentalistika* 2007. Technická univerzita vo Zvolene, pp. 203 – 213.
- ŠVIDRŇ I., 2010: Teplotné pomery a diverzita spoločenstiev vybraných sukcesných štádií v lokalite Podlavice. Diplomová práca, Katedra biológie a ekológie, Fakulta prírodných vied UMB Banská Bystrica, Msc., 94 pp.
- TESAŘ M., ŠÍR M., LICHNER L. & ČERMÁK J., 2007: Plant transpiration and net entropy exchange on the Earth's surface in a Czech watershed. *Biológia*, Bratislava, 62/5 : 547 – 551.
- TESAŘ M., ŠÍR M., ZELENKOVÁ E. & LICHNER L. 2004: Vodní a teplotní režim lesa, paseky a holiny ve vegetační sezóně [online]. Cit. 2010-12-30, URL: <http://hydrology.fsv.cvut.cz/vyzkum/swahy/publications/Tesar2.pdf>
- THOMAS CH.D., CAMERON A., GREEN R.E., BAKKENES M., BEAUMONT L.J., COLLINGHAM Y.C., ERASMUS DE SIQUEIRA M.F., GRAINGER A., HANNAH L., HUGHES L., HUNTLEY B., VAN JAARSVELD A., MIDGLEY G.F., MILES L.F., ORTEGA-HUERTA M.A., PETERSON A.T., PHILLIPS O. & WILLIAMS S.E. 2004: Extinction risk from climate change, *Nature* 427: 145-148.
- TIERNEY G.L.O, FABER-LANGENDOEN D., MITCHELL B.R., SHRIVER W.G. & GIBBS J.P., 2009: Monitoring and evaluating the ecological integrity of forest ecosystems. *Frontiers in Ecology & the Environment* 7:308–316
- TREWAVAS A., 2014: *Plant Behaviour & Intelligence*. Oxford University Press, ISBN 978-0-19-875368-1, 291 pp.
- TREWAVAS A., 2016: Intelligence, Cognition and Language of Green Plants. *Frontiers in Psychology* 7, 1 –9, [online]. Cit. 2010-12-30, URL: <https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fpsyg.2016.00588/full>
- TRIGGER, D., MULCOCK, J., GAYNOR, A. & TOUSSAINT, Y., 2008: Ecological restoration, cultural preferences and the negotiation of 'nativeness' in Australia, *Geoforum* 39, p. 1273-1283.
- TUOMISTO H., 2011: Commentary: do we have a consistent terminology for species diversity? Yes, if we choose to use it, *Oecologia* 167: 903–911.

- TURISOVÁ I., HLADKÁ D., SABO P., MARTINCOVÁ E. & UHLIAROVÁ E., 2010: Kúpeľný park mesta Piešťany a jeho mikroklimatická funkcia. Zborník z konferencie Dreviny vo verejnej zeleni 2010, Mestský úrad Banská Bystrica, 22. – 23. 6. 2010, pp. 234-241.
- TURISOVÁ, I., SABO, P., ŠTRBA, T., KORÓNY, S., ANDRÁŠ, P. & ŠIRKA, P., 2016: Analyses of floristic composition of the abandoned Cu-dump field Piesky (Staré Hory Mountains, Slovakia). *Web of Ecology*, 6 (1), 2016: 97-111.
- TURNER, G., 2008: A comparison of the Limits to growth with thirty years of reality. Socio.economics and the Environment in Discussion, CSIRO Working Paper Series 2008-09, CSIRO Sustainable Ecosystems, Canberra, Australia, ISSN: 1834-5638, 52 pp., URL: online, cit. 03-08-2008, <http://www.csiro.au/files/files/plje.pdf>
- ULANOWICZ, R. E., 1997: Ecology, the Ascendent Perspective. Columbia University Press, New York, 201 pp.
- ULANOWICZ R.E., 2000: Some steps towards a central theory of ecosystem dynamics. *Computational Biology and Chemistry* 27 (2003): 523 – 530.
- ULANOWICZ R.E., JÖRGENSEN S.E. & FATH, B.D., 2006: Exergy, information and aggradation: An ecosystem reconciliation, Ecological modelling, vol. 1298, No.3-4, pp. 520-524.
- UN, 2017: Transforming our world: the 2030 Agenda for Sustainable Development. [online]. cit. 15-12-2017, URL: <https://sustainabledevelopment.un.org/post2015/transformingourworld>.
- UNEP, 2012: GEO5, Global Environment Outlook 5, United Nations Environment Programme, Nairobi, Kenya, ISBN 978-92-807-3177-4, 558 pp.
- UNEP, 2016: Global Environment Outlook 6, GEO6, Assessment for the Pan- European region, United Nations Environment Programme, Nairobi, Kenya, ISBN 978-92-807-3435-1, 364 pp.
- URBAN P., 2015: Vybrané kapitoly z ekologického monitoringu. Belianum, Univerzita Mateja Bela v Banskej Bystrici, Fakulta prírodných vied, ISBN 978-80-557-0864-5, 130 pp.
- VOLOŠČUK, I., 2001: Teoretické a praktické problémy ekologickej stability lesných ekosystémov, Vedecké štúdie 1/2001/A, Technická univerzita vo Zvolene, ISBN 80-228-1050-9, 90 pp.
- VOLOŠČUK I., 2005: Ochrana prírody a krajiny. Fakulta ekológie a environmentalistiky, Technická univerzita vo Zvolene, ISBN 80-228-1511-X, 244 pp.
- VOLOŠČUK I., 2013: Teoretické princípy ekologických procesov, funkcií a služieb ekosystémov. Banská Bystrica : Vydavateľstvo Univerzity Mateja Bela - Belianum, 2013. 265 pp. ISBN 978-80-557-0683-2.
- WALTNER-TOEWS, D. & KAY, J., 2005: The evolution of an ecosystem approach: the diamond schematic and an adaptive methodology for ecosystem sustainability and health. *Ecology and Society* **10** (1): 38.
- WALZ U. & STEIN CH., 2014: Indicators of hemeroby for the monitoring of landscapes in Germany. *Journal for Nature Conservation* 22 (2014): 279–289.
- WCED, 1991: Naše spoločná budúcnosť. Světová komise pro životní prostředí a rozvoj (World Commission on Environment and Development). Akademie, Praha, ISBN 80-85368-07-2, 297 pp.
- WESTRA L., MILLER P., KARR J.R., REES W. & ULANOWICZ R., 1999: Ecological integrity and the aims of the global integrity project, www.globalecointegrity.net/pdf/ProjectAims.pdf
- WESTRA L. & LEMONS J., 2007: Perspectives on Ecological Integrity. Environmental Science and Technology Library, Springer, ISBN-13: 978-0792337348, 296 pp.
- WILSON E.O., 1995: Rozmanitost života. Lidové noviny, Praha, 444 pp.

- WITTICH K.P., 1997: Some simple relationships between land-surface emissivity, greenness and the plant cover fraction for use in satellite remote sensing. *Int. Journal Biometeorology*, 41: 58-64.
- WOODLEY S., 2010: Ecological Integrity and Canada's National Parks. *George Wright Forum* 27: 151 – 160.
- WRZESIEŃ M., DENISOW B., MAMCHUR Z., CHUBA M. & IJA RESLER, 2016: Composition and structure of the flora in intra-urban railway areas. *Acta Agrobotanica* 69 (3) : 1666, (online). cit. 2017-+15-10, URL: <https://pbsociety.org.pl/journals/index.php/aa/article/view/aa.1666>
- WURTZEBACH Z. & SCHULTZ C., 2016: Measuring Ecological Integrity: History, Practical Applications and Research Opportunities. *BioScience* 66 (No.6): 446 – 457.
- WÜRTZ P. & ANILLA A., 2010: Ecological succession as an energy dispersal process. *Biosystems*. Vol. 100, No 1, pp. 70-78.
- WWF 2016: The Living Planet Report 2016. WWF International, Gland, 164 pp. (online). cit. 2017-05-10, URL: http://wwf.panda.org/about_our_earth/all_publications/living_planet_report/2012_lpr/
- ZALASIEWICZ J., WILLIAMS M., STEFFEN W. & CRUTZEN P., 2010: The new world of Anthropocene. *Environmental Science and Technology*, 44/7: 2 228–2 231.
- ŽIGRAJ F., 1997: Dimensions of Cultural landscape (Theoretical, methodological and cultural aspects), In: *Proc. Sustainable Cultural Landscapes in the Danube-Carpathian Region*, UNESCO - Chair for Ecological Awareness & Sustainable Development, Banská Štiavnica, pp. 42-45.