

Plata serviciilor ecosistemice: context legal și metode consacrate de evaluare, cu aplicație la păduri

M. Drăgoi, M. Cîrnu

Drăgoi M., Cîrnu M., 2016. Payments for ecosystem services: legal framework and classical evaluation methods, with an applications to forests. Bucov. For. 16(1): 95-106, 2016.

Abstract. This review attempts to present the most important problems raised by ecosystem services evaluation, together with the juridical framework needed for endorsing a long run system of payments. In Romania the legal framework wherein the payments for ecosystem services shall be implemented has been created by the all three Forest Acts adopted by the Parliament since 1996 and the article highlights the pitfalls of the legal provisions referring to these payments. The key-word of the two law articles referred to by the study is the fair price of the ecosystem services, a price which cannot be captured by the market since such a market doesn't exist neither in Romania nor in other similar countries. Another important issue we have brought into discussion is the inappropriateness of any system of payments in the context of illegal cuttings, simply because the opportunity costs that shall be compensated doesn't exist when illegal cuttings occur. Some methodological details are also presented in order to demonstrate that a fair price always depends on the context of evaluation and the statistical imprecision is inherent as long as the any evaluation is carried out on sample of data. However these monetary assessments can be used as economic arguments in any public debate or bargain between ecosystem services providers and users.
Keywords ecosystem services, payment

Authors. Marian Drăgoi (dragoi@usv.ro), Maria Cîrnu - "Ștefan cel Mare" University of Suceava, Faculty of Forestry, 13 Universității, 720229 Suceava, Romania.

Manuscript received May 05, 2016; revised July 20, 2016; accepted July 22, 2016; online first August 04, 2016.

Introducere

Serviciile ecosistemice, cunoscute în practica amenajării pădurilor drept funcții de protecție (FP), au cele două atribute ale bunurilor publice perfecte: non-rivalitatea și non-exclusivitatea. Non-rivalitatea înseamnă că același bun

poată fi folosit simultan de mai mulți oameni, iar non-exclusivitatea presupune ca utilizarea unui astfel de bun să nu fie condiționată în niciun fel de ofertant sau producător. Învățământul primar și securitatea națională intră în categoria serviciilor publice perfecte (Farley și Costanza 2010).

Dacă non-rivalitatea și non-exclusivitatea nu mai pot fi asigurate din diverse motive avem de-a face cu bunuri sau servicii publice imperfecte (caracterizate prin non-rivalitate și exclusivitate), respectiv bunuri și servicii comune (caracterizate prin non-exclusivitate și rivalitate). Poate cel mai vechi și notoriu exemplu de serviciu public rămas de la John Stuart Mill (Mill 1895) este lumina unui far portuar, de folos și celor ce acostează în port, plătind o taxă, și celor ce-și văd mai departe de drum¹.

Tragedia bunurilor comune constă în faptul că profitul de pe urma utilizării acestora este privat în timp ce costul utilizării lor este public (Ostrom 1999, Ostrom et al. 2002); inevitabil, mai devreme sau mai târziu se ajunge la epuizarea resurselor ce îndeplinesc aceste condiții: bancurile de pești din oceanul planetar, pădurile (pentru o bună perioadă de timp) și fertilitatea solurilor sunt exemple tipice din această categorie (Meadows și Wright 2008).

Teoretic, pădurile nu intră în categoria bunurilor publice pentru că dreptul de proprietate asupra lor este clarificat: în România, o pădure este fie în proprietatea statului, fie a unei entități juridice de drept privat, juridic, fie a unei familii. Dacă la acest element de protecție juridică adăugăm și interdicțiile impuse de regimul silvic nu am avea de ce ne teme, decât dacă statul nu ar avea mijloace suficiente de eficiente de control și dacă, același stat, nu ar veni cu restricții ce diminuează drastic una din componentele dreptului de proprietate, și anume dreptul de folosință (Garcia et al. 2000, Haines-Young 2009, Bouriaud et al. 2013).

Și în țările în curs de dezvoltare, dar și în cele dezvoltate, se manifestă un interes crescând pentru implementarea unor sisteme de plăți pentru servicii ecosistemice (PES), sau cel puțin de cuantificare monetară a acestor

¹ „Se cuvine ca guvernul, printr-una din autoritățile sale, să construiască faruri (și), să instaleze balize pentru siguranța navigației. Odată acestea instalate, este imposibil ca vasele ce beneficiază de lumina farului să fie obligate să plătească o taxă. Nimeni nu va construi faruri în virtutea propriului interes, fără a fi stimulat sau răsplătit de stat printr-o contribuție.”

tora. În țările în curs de dezvoltare interesul este justificat de temerea că prețurile la care se vând resursele naturale sunt distorsionate de piață (Landell-mills și Porras 2002), în timp ce în țările dezvoltate același interes este justificat de nevoia de a înlocui actualii indicatori macro-economiци și sociali, bazați pe cuantificarea consumului², cu alți indicatori, capabili să măsoare mai bine calitatea vieții (Boyd și Banzhaf 2007). Evaluarea serviciilor ecosistemice aduce în actualitate una din cele mai vechi probleme ale economiei: evidențierea și agregarea preferințelor individuale și ținerea sub control a incertitudinii oricărei evaluări monetare (Daily et al. 2000).

Importanța unor instrumente economice necesar a fi implementate în protecția mediului este recunoscută la cel mai înalt nivel: în anul 2001 Secretarul general al Organizației Națiunilor Unite, Kofi Annan a inițiat un amplu proiect de evaluare a serviciilor ecosistemice la nivel planetar (Millennium Ecosystem Assessment – www.millenniumassessment.org), în care au fost implicați peste 1360 experți. Proiectul s-a finalizat prin cinci volume și șase rapoarte de sinteză, ce constituie un reper metodologic în materie.

În contextul gestionării durabile a pădurilor, importanța plății serviciilor ecosistemice (PES) decurge din nevoia de a asigura menținerea FP în contextul unor presiuni economice tot mai mari asupra pădurii, ce se finalizează fie prin schimbarea folosinței forestiere (Schröter et al 2005), fie prin înlocuirea pădurii naturale cu plantații, capabile să asigure o gamă destul de diversificată de funcții economice, sociale și de mediu, mai puțin aceea de conservare a biodiversității (Paquette și Messier 2009).

Scopul lucrării este de a prezenta (i) problemele de ordin juridic și instituțional ce vor apărea când vor fi implementate PES, indiferent de forma de proprietate în care acestea se află pădurea și (ii) dificultățile metodologice

² Într-un recent raport al World Watch Institute privind dezvoltarea durabilă, raportarea la PIB, ca unic indicator al dezvoltării economice, este comparată cu pilotarea unui avion doar pe baza indicațiilor altimetrului.

de cuantificare monetară a FP.

Considerații juridice și etice

Codul Silvic din 1996 a venit cu o prevedere ce s-a vrut revoluționară: între sursele de venit ce alimentează fondul de regenerare era inclusă și contravaloarea funcțiilor de protecție exercitate de păduri, plătită de beneficiarii direcți ai acestora. Preluată, cu modificări minore, în codurile ulterioare (2008 respectiv 2015), această prevedere este în continuare expresia unui „protocronism ecologic” dacă e să ne raportăm la ceea ce s-a făcut efectiv în lume, în această direcție. Cu excepția plăților compensatorii pentru siturile Natura 2000 și a creditelor de carbon, literatura în domeniu mai face referire la câteva proiecte pilot din America Latină, menite a conserva biodiversitatea (Van Hecken și Bastiaensen 2010), la plățile compensatorii oferite de celebra producătoare de ape minerale Vitel fermierilor pentru a renunța la folosirea de fertilizanți ce contaminatează pânza freatică (Guterl 2005), sau suma de peste un miliard de dolari plătită anual de primăria New York fermierilor din bazinul hidrografic ce aprovizionează marea metropolă (Holzman 2012), pentru ca aceștia să nu administreze îngrășăminte minerale și organice în cantități ce ar putea pune în pericol pânza freatică.

Discrepanța dintre ceea ce se discută în media, pe baza cercetărilor științifice, pe de o parte, și ceea ce s-a finalizat, efectiv, prin adoptarea de politici publice specifice, pe de altă parte, are două cauze: 1) estimări monetare imprecise, ce pot fi oricând pot fi contestate; respectiv 2) raporturile juridice dintre cei ce trebuie să plătească și cei ce trebuie să încaseze contravaloarea respectivelor FP, raporturi ce trebuie plasate într-un nou sistem de valori, ce se lasă încă așteptat (Jax et al. 2013).

Imprecizia estimărilor trebuie căutată în metodele de evaluare (tratate în secțiunea următoare) pe când dimensiunea etică decurge din faptul că orice valoare monetară asociată serviciilor ecosistemice – mare sau mică, nu

are importanță – trebuie invocată ca ultim argument pentru a continua furnizarea lor, și nu ca premisă sau condiție a asigurării acestora.

În urmă cu zece ani, într-o dezbatere publică despre compensarea proprietarilor de păduri pentru veniturile la care aceștia renunță acceptând consecințele zonării funcționale, reprezentanta unei ONG de protecție a mediului a găsit un argument de ordin moral împotriva acestui demers spunând că, potrivit acestui raționament mercantilist orice femeie ce nu se prostituează ar trebuie compensată pentru venitul ce l-ar putea obține astfel. Doar că, în logica aceleiași analogii, unele femei nu au nici măcar dreptul de a se căsători.

Kosoy și Corbera (2010) afirmă că ”implementarea unui sistem de plăți nu rezolvă problema furnizării pe termen lung a serviciilor protective, ci doar o plasează în paradigma mercantilistă”, ceea ce nu înseamnă o schimbare de fond a modului în care ne raportăm la capitalul natural. Ba, din contră, am putea spune: într-o viziune mercantilistă a fost conceput și protocolul de la Kyoto, al cărui impact asupra emisiilor globale de gaze cu efect de seră este aproape nul.

„Facerea de și mai mult bine” – adică abordarea marginalistă, asupra căreia vom reveni – aduce în discuție principiul adiționalității (Bennett, 2010; Burger și Kelting 1999), invocat și de Comisia Europeană pentru plata serviciilor de silvomediu, și de protocolul de la Kyoto, atunci când e vorba de stocarea suplimentară a bioxidului de carbon prin vegetație forestieră.

Potrivit acestui principiu, contează doar acele proiecte sau decizii ce aduc ceva în plus la cadrul legal de reglementări existent. Ceea ce este oricum interzis prin lege nu se compensează, iar proprietarilor de terenuri agricole și forestiere le sunt compensate (răsplătite)³ doar acele costuri asumate în plus față de obligațiile ce decurg din cadrul de reglementărilor oficiale⁴.

³ Prin Programul Național pentru Agricultură și Dezvoltare Rurală (PNDR).

⁴ Regulamentul (UE) Nr. 1305/2013 al Parlamentului European și al Consiliului din 17 decembrie 2013 privind

În România, datorită supra-reglementării, marja opțiunilor suplimentare, care s-ar adăuga prevederilor amenajamentului sau normelor tehnice, este extrem de redusă (eufemistic vorbind), motiv pentru care măsurile de silvo-mediu finanțabile prin Programul Național de Dezvoltare Rurală sunt doar două: renunțarea la a recolta cinci posibilități anuale de produse principale, respectiv utilizarea atelajelor la scosul lemnului recoltat prin rărituri.

Proiectarea și implementarea unui sistem PES trebuie să pornească de la următoarele patru întrebări: 1) Cine sunt beneficiarii serviciilor ecosistemice? 2) Ce anume se plătește? 3) Care este baza constituțională a acestor plăți? și 4) Pentru cât timp și cum se va face plata?

Răspunsurile primelor două întrebări sunt date, parțial, de actualul Cod silvic. Potrivit acestuia, veniturile Regiei Naționale a Pădurilor pot proveni din „contravaloarea serviciilor ecosistemelor forestiere asigurate prin menținerea funcțiilor de protecție a pădurilor, care se suportă de către beneficiarii direcți sau indirecti ai serviciilor ecosistemelor forestiere, care se virează în fondul de ameliorare a fondului funciar cu destinație silvică” (Art. 11, lit. e).

Pentru proprietarii particulari, art. 97 al. 1¹ prevede că: „impunerea de restricții ... prin amenajamente silvice, prin regulamente ale parcurilor naționale, naturale, rezervațiilor biosferei și ale siturilor Natura 2000 ori prin alte norme, inclusiv cele care stabilesc diferite tipuri de grupe funcționale, se poate face fie cu acordul proprietarului, fie cu plata unei juste și prealabile despăgubiri, plătită anual, care să compenseze integral veniturile nerealizate de proprietarul de pădure, persoană fizică sau juridică”.

Spunem „parțial” deoarece „contravaloarea” este un termen specific schimburilor comerciale, care schimburi comerciale duc spre ideea de piață care, deloc surprinzător, lipsește cu desăvârșire.

srijinul pentru dezvoltare rurală acordat din Fondul european agricol pentru dezvoltare rurală (FEADR) și de abrogare a Regulamentului (CE) nr. 1698/2005 al Consiliului.

În ceea ce privește beneficiarii direcți lucrurile sunt mai complicate, deoarece aceștia pot furniza și ei servicii publice aducătoare de plus valoare, fiind și ei îndreptățiți să primească și ei o parte din contravaloarea serviciilor finale, furnizate în aval. Compania Națională Apele Române este beneficiarul direct al funcției de regularizare hidrologică dar, la rândul ei, îmbunătățește acest serviciu prin lucrările de îndiguire, de protecție a malurilor, prin monitorizarea calității apei ș.a.m.d. Adică „amplifică” serviciile hidrologice asigurate inițial de pădure.

Conjunctia „sau” ce separă în textul de lege beneficiarii direcți de cei indirecti creează și mai multă confuzie, pentru că lasă loc unor interpretări conjuncturale, ce complică orice act normativ: fermierii sunt beneficiari indirecti ai conservării biodiversității, dacă ne referim la păsările insectivore și polenizarea naturală, dar tot ei suportă direct unele efecte secundare ale conservării aceleiași biodiversități, pentru că vânatul le distruge culturile agricole; pe de o parte ar trebui să plătească, pe de alta ar trebui compensați.

Faptul că din când în când se găsesc bani de la bugetul central pentru astfel de plăți nu înseamnă că problema sustenabilității economice a PES este rezolvată, deoarece mecanismul instituțional menit să asigure această sustenabilitate nu a fost creat încă! Pe termen lung, a aloca bani de la bugetul central nu este o soluție, așa cum se va arăta în continuare.

În ceea ce privește baza constituțională, adoptarea PES devine problematică deoarece Art.35, privind dreptul la mediu sănătos, spune, la paragraful 3, că „persoanele fizice și juridice au îndatorirea de a proteja și a ameliora mediul înconjurător”. Dacă acei beneficiarii direcți sau indirecti, invocați la art. 11 ai Codului silvic, pe fondul unor scandaluri mai mult sau mai puțin mediatice privind tăierile ilegale, vor refuza să mai plătească contravaloarea funcțiilor, o pot face în virtutea articolului constituțional sus-amintit și întregul eșafodaj se prăbușește.

În cazul Regiei Naționale a Pădurilor este

destul de greu de separat ce este îndatorire constituțională și ce este obligație asumată în afara cadrului legal. E adevărat că statul nu se poate compensa pe sine, dar la fel de adevărat este și costul suplimentar al adoptării unor măsuri de protecție, cel puțin pentru ariile protejate. Recent re-înființata Agenție națională a ariilor protejate ar trebui să contribuie la clarificarea unei probleme cât se poate de concrete: cine finanțează ariile protejate și din ce bani.

Revenind la pădurile private: ce se întâmplă cu „prealabila și justa despăgubire” dacă proprietarul nu respectă restricțiile pe care și le-a asumat? Știm că un anumit gen de servicii private se plătește anticipat, dar nu vrem să revenim într-o astfel de logică... Mult invocatul articol 97 al Codului silvic produce două efecte perverse pe care nimeni nu l-a anticipat: pe de o parte, a apărut o nouă specie de „avocați de mediu” (în Statele Unite procurorii de mediu au apărut imediat ce s-a creat Agenția de protecție a mediului) ce încurajează proprietarii privați să dea în judecată statul pentru faptul că acesta nu se achită de o obligație legală; pe de altă parte proprietarii sunt efectiv împinși de același stat să-și vândă proprietățile investitorilor mai mult sau mai puțin străini care, la rândul lor, exercită o presiune suplimentară asupra autorității publice, în același sens: al respectării unei prevederi legale, perfect justificate, dar nepusă în aplicare.

Pentru a răspunde ultimelor două întrebări (cum se plătește și pentru cât timp) avem nevoie nu doar de un cadru instituțional nou⁵, dar mai ales de acorduri directe, voluntare, între beneficiarii serviciilor și furnizorii acestora. Metodologia de cuantificare a funcțiilor de protecție, aprobată prin ordin de ministru, așa cum prevede același Codul silvic, nu poate înlocui asemenea acorduri din motivele expuse în paragrafele anterioare.

Metode consacrate de evaluare: scurtă prezentare

Generalități

Valoarea economică totală este un concept specific economiei mediului (Turner et al. 2003, Hanley 2008, Richardson și Loomis 2009, Popa et al. 2013) și, așa cum sugerează ultimul termen al sintagmei, este vorba de o sumă de valori datorate utilizării bunului respectiv (valoarea utilitară, sau de întrebuințare), respectiv transmiterii bunului respectiv de la o generație la alta - așa-numita valoare testamentară. La acestea se mai adaugă valoarea existenței, componentă extrem de importantă când este vorba de specii pe cale de dispariție, dar greu de cuantificat, așa cum se va arăta în cele ce urmează.

Metodele de evaluare a serviciilor ecosistemice ce se împart în două mari grupe⁶: metode bazate pe semnalele piețelor reale, respectiv metode bazate pe piețe ipotetice, virtuale, prin care se evaluează disponibilitatea de a plăti pentru menținerea actualei „oferte” de servicii ecosistemice (sau pentru îmbunătățirea acesteia, principiul este același).

Metode bazate pe semnalele pieței

Costul călătoriei. Primele evaluări ale serviciilor ecosistemice au vizat parcurile naționale din Statele Unite și au fost fundamentate de o scrisoare trimisă de Harold Hotelling administrației parcurilor naționale din Statele Unite, în 1947 (Hotelling 1949, Smith și Kaoru 1990). În opinia sa, suma plătită de un vizitator pentru a ajunge într-o arie protejată, la care se adaugă câștigul la care acesta renunță pe durata vizitei, aproximează destul de bine surplusul social pe care respectiva arie protejată îl „eliberează” prin fiecare vizitator în parte. Vizitarea unui parc echivalează cu o tran-

⁵ Potrivit actualului Cod Silvic (Legea 133/2015) contravalorea serviciilor ecosistemice se virează în fondul de ameliorare a fondului funciar cu destinație silvică.

⁶ Avantajele și dezavantajele metodelor de evaluare a serviciilor ecosistemice sunt prezentate pe larg pe pagina web <http://www.ecosystemvaluation.org/index.html> și nu vom insista asupra lor, decât dacă anumite comentarii sunt neapărat necesare.

zație iar costul călătorie este prețul plătit în acea tranzacție, la fel cum se întâmplă pe piața bunurilor private (Wilson și Carpenter 1999). Și cum totdeauna vom avea mai mulți vizitatori, nu doar unul, prețurile plătite de aceștia se adună deoarece serviciu recreativ-educativ de care aceștia beneficiază în parcul respectiv nu îi aduce pe utilizatori în situația de rivalitate și exclusivitate. De aceea, funcția cererii se determină adunând prețurile plătite pentru aceleași cantități, nu cantitățile cumpărate la același preț, cum se întâmplă în cazul bunurilor și serviciilor private.

Datele primare necesare unei astfel de analize se culeg de la un eșantion de vizitatori și se referă la cheltuielile și numărul de vizite pe care aceștia le fac anual, în aria protejată supusă evaluării. Pe lângă aceste date se mai culeg o serie de informații necesare testării ipotezei nule privind ne-existența unor diferențe semnificative între structura socio-economică a eșantionului și structura populației. Dacă această ipoteză nu este confirmată, există riscul unor extrapolări balansate, fie în sensul sub-evaluării, fie al supra-evaluării. Ca și în cazul celorlalte metode, nu tehnica de evaluare este problema, ci măsura în care o anumită valoare monetară este relevantă sau nu, statistic!

Pe baza datelor primare se estimează funcția inversă a cererii, ce are pe abscisă numărul de vizite efectuate anual iar pe ordonată costul cumulativ al vizitelor. Rezultatul final este surplusul social mediu asociat unei singure vizite. Având acest surplus social și numărul mediu de vizitatori într-un an, se poate estima cu o precizie rezonabilă contribuția anuală a parcului la bunăstarea socială, egală cu suma estimată a fi fost cheltuită de vizitatori, într-un an.

Limitele intervalului de încredere al acestui surplus social se determină pe cale statistică iar ecartul de variație al surplusului social depinde de mărimea eșantionului. Dacă ținem cont de faptul că și numărul total de vizite are o valoare medie și o eroare a mediei, intervalul de încredere al surplusului social total este și mai mare, fiind vorba de produsul dintre două

estimații statistice.

Latinopoulos (2013) a aproximat efectul recesiunii economice asupra cererii de servicii recreative în Grecia și au ajuns la concluzia că, în 2010, numărul vizitelor și surplusul social datorat turismului au scăzut cu 15-25%, față de anul anterior.

În România, (Mitrăcă et al. 2014) au utilizat metoda costului călătoriei într-o analiză cost-beneficiu pe baza căreia s-a putut lua decizia finanțării unui program de aducere în circuitul turistic a ariilor protejate din județul Harghita, folosind o rată de scont de 5,5%, recomandată de Comisia Europeană pentru studii de acest tip. Un studiu elaborat în 2008, pe baza unor date culese din Parcul Național Munții Măcinului, a condus la un surplus social de 68 lei/vizită (Ceroni și Drăgoi 2008). Datele primare au fost culese cu ajutorul a 214 chestionare valide, toate completate cu ocazia unei sărbători tradiționale, organizată în zonă. Firește, în restul anului, numărul vizitatorilor este mult mai mic dar cu siguranță surplusul social pe vizită este altul, fiindcă zona este inclusă într-un circuit foarte frecventat de turiștii străini, amatori de bird-watching.

În Portugalia, un studiu relativ recent (Mendes și Proença 2011) a condus la concluzia că surplusul mediu al unei vizite în singurul parc național se ridică la 194 \$ (minim 116 \$, maxim 448 \$), în condițiile în care parcul nu este atractiv prin peisaje, cât prin bogăția în specii rare. Studiul a constat în interviuarea a 243 persoane adulte. Firește, ne putem pune cel două întrebări: 1) poate fi relevant un asemenea eșantion, neștiind numărul total al vizitatorilor? și 2) cât de relevant este anul 2010 din punct de vedere economic?

Una din premisele acestui tip de evaluare este aceea că persoanele intervievate vizitează doar aria protejată evaluată, fără niciun alt motiv de a vizita regiunea sau zona respectivă. Dar dacă aria protejată este plasată într-o zonă cu bogat potențial turistic (unde există și așa-numitele locații substituite) evident că se va ajunge la o supra-evaluare, fără criterii clare de repartizare a costurilor pe celelalte obiec-

tive vizitate (Seller et al. 1985). De asemenea, metoda estimează doar valoarea datorată utilizării ariei protejate în scop recreativ, nu și valoarea de ne-utilizare a acesteia, datorată, în cele mai multe situații, rarității unor specii strict protejate (Bowker et al. 1996).

Metoda prețurilor hedonice

Potrivit acestei abordări, bunurile sunt evaluate exclusiv prin atributele purtătoare de utilitate privată (Rosen 1974). Sfera de aplicare a beneficiilor de mediu care pot fi măsurate prin metoda prețurilor hedonice este limitată la piața locuințelor și terenurilor. Dar dacă piața imobiliară este distorsionată de alți factori sau oamenii nu sunt conștienți de importanța calității factorilor de mediu, aceștia nu vor influența piața imobiliară iar valoarea lor nu va putea fi estimată.

Potrivit acestei metode, prețul la care se vând locuințele reflectă, pe lângă caracteristicile constructive ale acestora (suprafață locuită, facilități, vechime, etc.) și valoarea unui factor de mediu; de exemplu, calitatea aerului, proximitatea unei păduri sau a unui lac. Dacă relația dintre preț (variabilă rezultativă) și variabilele descriptive este modelată sub forma unei regresii multiple, se ajunge, pe cale analitică, la o relație mai simplă ce ne permite să evaluăm, pentru fiecare vânzare în parte, cât anume s-a plătit pentru respectivul factor de mediu, izolând contribuția acestuia de contribuția celorlalte caracteristici constructive.

Ridker și Hening (1967) au arătat pentru prima dată că poluarea aerului afectează valoarea locuințelor, idee preluată apoi într-o lungă serie de studii, menite a rafina metoda, din punct de vedere statistic (Palmquist 1988, Champ et al 2003, Kahn 2005, Freeman III 2003). În India, Gundimeda și Kathuria (2004) au folosit metoda pentru a cuantifica relația dintre prețul terenurilor și accesul la apa de suprafață și cea subterană (din punct de vedere al calității cât și al cantității).

Metode bazate pe construirea piețelor ipotetice

Aceste metode se bazează pe situații ipotetice, în care oamenii sunt puși să aleagă între diverse alternative. Avantajul metodei este acela că oamenii își pot exprima preferințele chiar și în situația în care nu utilizează neapărat, în mod direct sau indirect bunul sau serviciul de mediu, astfel că se poate determina și valoarea pasivă, de ne-utilizare a serviciilor ecosistemice. Valoarea economică a unei zone este dată de alegerea consumatorului, care își maximizează utilitatea folosind un anumit pachet de servicii oferite de respectiva zonă (Carson și Hanemann 2005).

Estimările monetare se bazează pe evaluarea condiționată (contingentă) și modelarea alegerii („alegere experimentală” – este sintagma cea mai apropiată, ca sens, de „experimental choice”). Principiul modelării alegerii pleacă de la premisă că un serviciu/beneficiu este măsurat prin prisma atributelor sale individuale, dar și ca întreg. Spre exemplu, o pădure poate fi evaluată de un consumator doar din punctul de vedere al frumuseții peisajului, altul poate fi interesat mai mult de calitatea aerului, iar altul este atras de posibilitatea desfășurării unor activități recreative, fără a lua în considerare atribute precum biodiversitatea sau valoarea testamentară a pădurii. Astfel, disponibilitatea de a plăti poate fi determinată diferențiat pentru fiecare atribut în parte, corelat cu valoarea sa de utilizare sau de non-utilizare (Mazzanti 2003).

Spre deosebire de metoda costurilor călătoriei și a prețurilor hedonice, ce se bazează pe date culese chiar din zona supusă evaluării, metoda evaluării și alegerii condiționate permite investigarea preferințelor unor populații statistice mai mari, formate din indivizi ce nu au vizitat neapărat zona supusă evaluării, dar care au un surplus social pe care l-ar putea aloca îmbunătățirii situației de acolo.

Astfel de piețe, oricât de ipotetice ar fi ele, oferă posibilitatea prioritizării unor programe de conservare a biodiversității, ceea ce este foarte important din perspectiva unei ges-

tionări sustenabile a capitalului natural. Primul economist care a estimat valoarea activităților recreative, folosind metoda evaluării condiționate fost Davis (1963 a,b), ce s-a concentrat asupra unor zone forestiere din statul Maine.

Ca exemplu, în 1992 a fost realizat un sondaj prin care au fost intervievați 1200 de locuitori din Statele Unite pentru a afla disponibilitatea acestora de a dona pentru fondul de mediu al Națiunilor Unite, cu scopul de a crește rata de conservare a pădurilor tropicale în starea lor naturală, de la 5% la 10%. Kramer și Mercer (1997) au ajuns la concluzia că americanii sunt dispuși să facă o singură donație, între 21 și 31\$ pe gospodărie.

Extrapolând aceste rezultate s-a ajuns la o sumă ce variază între 1,9 și 2,8 milioane dolari. Firește, dacă un sistem PES se bazează pe donații unice aria de aplicabilitate a acestuia este limitată la investiții în conservarea naturii, la noi elemente de infrastructură, și în niciun caz la cheltuieli operaționale, cu ar fi plățile anuale către proprietarii de pădure.

Chase et al. (1998) și Walpole et al. (2001) au folosit evaluarea condiționată pentru a identifica cele mai bune modalități de finanțare a conservării naturii în Costa Rica, respectiv Indonezia. Metoda poate fi aplicată atât în mediul rural cât și în cel urban, pentru a evalua calitatea mediului: în Kenya (Navrud și Mungatana 1994) și India (Hadker et al. 1997) s-a folosit pentru a atribui o valoare monetară conservării parcurilor naționale, pentru stabilirea taxelor de intrare în parcurile naționale din Costa Rica (Shultz et al 1998) sau pentru a determina prioritățile în ceea ce privește protecției pădurilor tropicale (Shyamsundar și Kramer 1996).

Primul studiu de evaluare bazat pe piețe ipotetice, pentru parcurile naționale și naturale din România a fost realizat în perioada 2005-2008 (Dumitraș 2008). Utilizarea modelelor econometrice a permis estimarea sumelor pe care turiștii sunt dispuși să o plătească pentru a vizita șase din parcurile naționale și naturale din România.

Ulterior, folosind diferite scenarii s-a estimat și valoarea marginală a disponibilității de a

plăti pentru diferite caracteristici ale parcurilor (prezența unor forme de relief, lista speciilor pe cale de dispariție). Valoarea media a disponibilității de a plăti, pentru cele cinci arii a fost calculată la 18,2 €/vizită (Dumitraș et al. 2011).

Analize bazate pe costul de oportunitate

Costul de oportunitate este diferența dintre venitul pe care proprietarul sau administratorul pădurii l-ar realiza fără rigorile zonării funcționale și venitul realizat efectiv, în limitele zonării funcționale. Primul silvicultor român ce a argumentat coerent această metodă, într-o scrisoare adresată conducerii științifice a ICAS în 1992 a fost d-l inginer Gh. Pleșa, la vremea respectivă șeful compartimentului fond forestier al Direcției silvice Prahova. Metoda a fost exemplificată și formalizată matematic, într-o singură funcție de regresie liniară în care compensația pe an și hectar este variabila dependentă, iar variabilele independente sunt prețul lemnului, un indicator sintetic al structurii pe clase de vârstă folosit în metoda creșterii indicatoare (Q), suprafața totală a fondului forestier și suprafața încadrată în tipurile funcționale TI și TII (Drăgoi 2010).

Tot un cost de oportunitate este și diferența dintre pagubele ce ar fi produse de inundații dacă nu ar exista elemente de protecție contra acestora și pagubele ce s-au înregistrat, în același bazin hidrologic, sub același regim pluviometric, dar cu elemente de protecție. Hărțile de risc la inundații indică zonele expuse la diverse ploi critice, cu diverse probabilități iar suprafețelor inundate le sunt atașate niște valori ale pagubelor probabile. La modul general, această categorie de metode se referă la analizele cost-beneficiu cu și fără servicii ecosistemice, bazate pe prețurile și costurile specifice reale.

Discuție și concluzii

Potrivit unui ample sinteze asupra metodelor

de evaluare publicată cu mai bine de un deceniu în urmă de Turner et al (2003), evaluarea agregată a serviciilor ecosistemice este dificilă deoarece marea majoritate a studiilor sunt abordări marginaliste, din perspectivă economică: adică evaluează ceva ce poate fi în plus sau în minus (un hectar de pădure, o specie, un habitat), dar nu suma a ceva deja existent și funcțional (de exemplu, volumul de apă regularizat sau toată biodiversitatea găzduită de o pădure).

Pe lângă faptul că serviciile respective sunt evaluate izolat, indiferent de metoda folosită, pentru a face operaționale instrumentele economice necesare păstrării respectivelor servicii este nevoie de noi relații și structuri instituționale (Farley și Costanza 2010, Vatn 2010).

E drept că despăgubirea monetară să acopere costul furnizării de servicii, dar acest cost trebuie să fie mai mic decât costul oricărei alte soluții tehnologice ce ar duce la același rezultat: de exemplu, costurile de tratare a apei ca alternativă a purificării biologice, asigurată de pădure, sau împădurirea terenurilor susceptibile la degradare, ca alternativă a lucrărilor de corectare a torenților.

În cazul unei arii protejate, ceea ce contează este măsura în care veniturile din PES acoperă toate costurile de administrare a ariei protejate, de la relații publice la monitorizarea biodiversității. Aici nu există o rețetă infailibilă, pentru că prevederile planului de management al unei arii protejate are efecte colaterale și implicații economice mult în afara ariei protejate.

Faptul că Administrația Parcului Național Muncii Măcinului s-a implicat în certificarea bio a multor ferme din zonă (Ceroni și Drăgoi, 2008) înseamnă și educație ecologică, și ajutor indirect pentru dezvoltarea zonei. Poate fi evaluat monetar acest mod de cooperare între administrația parcului și vecini? Are sens să evaluăm monetar ceva ce funcționează bine? Putem obliga și alte administrații să adopte aceleași măsuri, dar în condiții socio-economice total diferite?

Faptul că o lege dă dreptul silvicultorilor să încaseze venituri pe seama serviciilor eco-

sistemice furnizate de păduri nu înseamnă că acest drept trebuie să devină o prioritatea politicii forestiere, în condițiile în care o mulțime de alți indicatori ai performanței tehnice și economice lasă de dorit. În mod special, când vorbim de funcția de protecție a solului și de regularizare hidrologică, oricât de vehement am invoca pierderea de venit cauzată de aplicarea unor tratamente fine, dacă respectivele tratamente sunt aplicate prost întreaga argumentație a compensării costului de oportunitate cade de la sine. Aceasta nu înseamnă că demersurile metodologice nu trebuie inițiate din timp, ci doar că aducerea acestora în agenda publică, încă ocupată acum cu tăierile ilegale, este inoportună, deocamdată.

În funcție de natura limitărilor impuse de zonarea funcțională, putem avea situații în care compensarea pierderii de venit este imperios necesară – atunci când dreptul de proprietate este puternic limitat de restricția de a recolta lemn (păduri zonate în TI) – dar pot fi situații, mult mai numeroase, în care pierderea de venit este atât de mică încât nu ar justifica implementarea unui sistem de plăți. Cert este că banii ar trebui colectați de la beneficiarii serviciilor ecosistemice, în funcție de importanța acestor servicii și impactul economic al acestora asupra ofertei de bunuri de utilitate privată: apa minerală, apa din pânza freatică, biodiversitatea.

O bună perioadă de timp politicile de mediu au plecat de la principiul potrivit căruia poluatorul plătește. Deoarece poluatorii suntem toți – ceea ce ne deosebește este suma pe care o cheltuim zilnic pentru a polua - politicienii nu au avut niciodată curajul și tăria de caracter de a adopta legi care să ne oblige să plătim costul total al poluării. Rezultatul? Creșterea poluării cu orice: de la gaze cu efect de seră la mase plastice. Paradigma protecției mediului s-a îmbogățit cu un alt principiu, potrivit căruia și utilizatorul serviciilor ecosistemice plătește. Din nou, utilizatorii suntem cu toții.

Această sinteză nu este nici pe de parte completă: dacă am fi înlocuit complet textul cu referințe bibliografice tot nu am fi putut acoperi

nici măcar o mică parte din volumul imens de literatură științifică dedicată acestei extrem de provocatoare teme.

Problema PSE oferite de pădure este una extrem de delicată și prin acest articol am dorit să explicăm de ce rezolvarea ei trenează de mai bine de două decenii, în așteptarea unui context politic favorabil. Acest context poate fi transformat într-o oportunitate, dacă grupurile co-interesate vor reuși să se mobilizeze în a aborda într-o manieră responsabilă toate problemele enumerate în acest articol. Nu neapărat pentru a le soluționa, dar mai ales pentru a le recunoaște.

Văzută din perspectivă macro-economică problema serviciilor ecosistemice este strict ecologică dar nu poate fi controlată decât economic: pe de o parte, trebuie evaluată măsura în care reziliența ecosistemelor forestiere este amenințată de actualul context socio-economic, pe de altă parte trebuie evaluat riscul de a depăși zona de siguranță a respectivei reziliențe, dacă implementarea PES întârzie. La aceasta se adaugă și o altă problemă, de control: atunci când numărul beneficiarilor de compensații este prea mare există riscul imposibilității de a monitoriza gradul în care aceștia respectă obligațiunile pe care și le-au asumat; fără o asemenea evaluare și fără un control riguros, putem avea efect ecologic zero, dar dublat de cheltuieli inutile.

Cea mai mare dificilă problemă nu este evaluarea cuantumului plăților compensatorii ci găsirea unei surse de finanțare care să asigure un flux monetar constant; problema nu e doar economică ci și instituțional-juridică. Nu se poate vorbi de PES în contextul instabilității sistemului fiscal, în a cărui filozofie obligațiile de mediu asumate de stat sunt amânate *sine-die*.

Mulțumiri

Maria Cîrnu a beneficiat de suport financiar prin proiectul cu titlul "SOCERT. Societatea cunoașterii, dinamism prin cercetare", număr 104

de identificare contract POSDRU/159/1.5/S/132406. Proiectul este cofinanțat din Fondul Social European prin Programul Operațional Sectorial Dezvoltarea Resurselor Umane 2007-2013 "Investește în oameni!"

Bibliografie

- Bennett, K. 2010. Additionality: The next step for ecosystem service markets. *Duke Environmental Law & Policy Forum* Vol. 20.
- Bowker, J.M., Donald B.K., Donovan J.A. 1996. Toward a value for guided rafting on Southern Rivers. *Journal of Agricultural and Applied Economics* 282: 423-432. DOI: 10.1017/S1074070800007410
- Bouriaud, L., Nichiforel L., Weiss G., Bajraktari A., Curovic M., Dobrinska Z., Glavonjic P., Jarski V., Sarvasova Z., Teder M., 2013. Governance of private forests in Eastern and Central Europe: An analysis of forest harvesting and management rights. *Annals of Forest Research* 561: 191-223.
- Boyd J., Banzhaf S. 2007. What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. *Ecological Economics* 632-3: 616-626. DOI: 10.1016/j.ecolecon.2007.01.002
- Burger J.A., Kelting D. L. 1999. Using soil quality indicators to assess forest stand management. *Forest Ecology and Management* 1221-2: 155-166. DOI: 10.1016/S0378-11279900039-0
- Campbell, B. M. Luckert, M. K. 2002. Towards understanding the role of forests in rural livelihoods. *Uncovering the Hidden Harvest: Valuation Methods for Woodland and Forest Resources. EARTHSCAN*: 1-16.
- Carson R.T., Hanemann W. M. 2005. *Handbook of environmental economics*, Volume 2, pp. 821-936
- Champ, P.A., Boyle K.J. Brown T.C., 2003. *A primer on non-market valuation*. Dordrecht: Kluwer Academic. DOI: 10.1007/978-94-007-0826-6
- Chase, L.C., Lee, D.R, Schulze, W.D. Anderson, D.J. 1998. Ecotourism demand and differential pricing of national park access in Costa Rica. *Land Economics* 744: 466-482. DOI: 10.2307/3146879
- Daily, G. C., Söderqvist, T., Aniyar, S., Arrow, K., Dasgupta, P., Paul, R., Walker, B. 2000. *The Value of Nature and the Nature of Value*, July, 395-396.
- Davis, R. K. 1963a. Recreation Planning as an Economic Problem. *Natural Resources Journal* 3: 239-249.
- Davis, R. K. 1963b. *The Value of Outdoor Recreation: An Economic Study of the Maine Woods*. Dissertation, Harvard University.
- Diana E., Dumitraș D.E. 2008. *Estimation of welfare measures in the rural area*. University of Agricultural Sciences and Veterinary Medicine Cluj-Napoca, PhD Dissertation.
- Dumitraș D.E., Arion F.H., Merce E., 2011. *A Brief Eco-*

- conomic Assessment on the Valuation of National and Natural Parks: the Case of Romania. *Notulae Botanicae Horti Agrobotanici Cluj-Napoca* 39:134-138
- Drăgoi M., 2010. Compensating the opportunity cost of forest functional zoning - two alternative options for the Romanian forest policy. *Annals of Forest Research* 531: 81-92.
- Farley, J. Costanza R., 2010. Payments for ecosystem services: From local to global. *Ecological Economics* 6911: 2060-2068. DOI: 10.1016/j.ecolecon.2010.06.010
- Freeman, A.M., 2003. The measurement of environmental and resource values 2nd ed. Washington, DC: Resources for the Future.
- Gundimeda H., Kathuria V. 2004. Can Markets value water scarcity and quality: an analysis using hedonic approach. Project report submitted to the South Asian Network for economic institutions. August 2004.
- Guterl, F. 2005. Investing in Green; Ecologist Gretchen Daily Believes That the Way to Make Conservation Work Is to Look at Farms and Forests as ' Ecological Assets ' That Must Not Be Squandered. *Newsweek*, 1-6.
- Hadker, N., Sharma S., David A., Murateed Haran, T.R. 1997. Willingness to pay for Borivli National Park: evidence from a contingent valuation. *Ecological Economics* 21: 105-122. DOI: 10.1016/S0921-80099600094-8
- Haines-Young, R. 2009. Land use and biodiversity relationships. *Land Use Policy* 26, Supplement 10: S178-S186.
- Hanley, N. 2008. Valuing Mediterranean Forests: Towards Total Economic Value. *Mountain Research and Development* 283/4: 339-340. DOI: 10.1659/mrd.mm043
- Holzman, D. C. 2012. Accounting for Nature's Benefits: The Dollar Value of Ecosystem Services. *Environmental Health Perspectives* 1204: 1-17. DOI: 10.1289/ehp.120-a152
- Hotelling, H. 1949. Letter of June 18, 1947, to Newton B. Drury. Included in the report *The Economics of Public Recreation: An Economic Study of the Monetary Evaluation of Recreation in the National Parks: 1947.1915-1916.*
- Jax, K., Barton, D. N., Chan, K. M. A. a, Groot, R. De, Doyle, U., Eser, U., Wichmann, S. 2013. Ecosystem services and ethics. *Ecological Economics* 93: 260-268. DOI: 10.1016/j.ecolecon.2013.06.008
- Kahn, J.R. 2005. The economic approach to environmental and natural resources, 3rd Edition, Thomson South-Western.
- Kosoy, N., Corbera, E. 2010. Payments for ecosystem services as commodity fetishism. *Ecological Economics* 696: 1228-1236. DOI: 10.1016/j.ecolecon.2009.11.002
- Kramer, R. Mercer, E. 1997. Valuing a global environmental good: US residents' willingness to pay to protect tropical rain forests. *Land Economics* 732: 196-210. DOI: 10.2307/3147282
- Landell-mills, N., Porras, I. T. 2002. Silver bullet or fools gold ? A research report prepared by the International Institute for Environment and Development Vol. 100.
- Latinopoulos, D. 2013. The impact of economic recession on outdoor recreation demand: an application of the travel cost method in Greece. *Journal of Environmental Planning and Management* 572: 254-272.
- Mazzanti, M. 2003 Discrete choice models and valuation experiments. *Journal of Economic Studies* 30(6): 584-600.
- Meadows D. H., Wright D., 2008. Thinking in systems: A primer, Chelsea Green Publishing.
- Mendes, I. Proença, I. 2011. Measuring the Social Recreation Per-Day Net Benefit of the Wildlife Amenities of a National Park: A Count-Data Travel-Cost Approach. *Environmental Management* 485: 920-932. DOI: 10.1007/s00267-011-9733-1
- Mill, J. S. 1895. Principles of Political Economy with Some of their Applications to Social Philosophy. London, Manchester, New York, OLD.
- Mitrică, E., Mitrică, B., Stănculescu, A. 2014. Economic analysis of nature preservation investments: the zonal travel cost approach applied for Harghita County of Romania. *Environmental and Ecological Statistics* 211: 83-93. DOI: 10.1007/s10651-013-0245-4
- Navrud, S., Mungatana, E.D. 1994. Environmental valuation in developing countries: the recreational value of wildlife viewing. *Ecological Economics* 11: 135-151. DOI: 10.1016/0921-80099490024-8
- Ostrom, E. 1999. Coping with tragedies of the commons. *Annual Review of Political Science* 21: 493-535. DOI: 10.1146/annurev.polisci.2.1.493
- Ostrom, E. 2002. The drama of the commons, National Academies Press.
- Palmquist, R.B. 1988 Welfare Measurement for Environmental Improvements Using the Hedonic Model: The Case of Nonparametric Marginal Prices. *Journal of Environmental Economics and Management* 153: 297-312. DOI: 10.1016/0095-06968890004-6
- Paquette, A. Messier, C. 2009. The role of plantations in managing the world's forests in the Anthropocene. *Frontiers in Ecology and the Environment* 81: 27-34.
- Pérez, J. D. G., Groome, D., 2000. Spanish forestry planning dilemmas: technocracy and participation. *Journal of Rural Studies* 164: 485-496.
- Popa, B., Coman C., Borz S. A., Niță D. M. 2013. Total economic value of natural capital - a case study of Piatra Craiului National Park. *Notulae Botanicae Horti Agrobotanici Cluj-Napoca* 412: 608-612.
- Richardson, L., Loomis, J., 2009. The total economic value of threatened, endangered and rare species: An updated meta-analysis. *Ecological Economics* 685: 1535-1548.
- Ridker, R. G., Henning, J.A. 1967. The Determinants of Residential Property Values with Special Reference to Air Pollution. *The Review of Economics and Statistics* 49(2): 246-257. DOI: 10.2307/1928231
- Rosen, S. 1974. Hedonic Prices and Implicit Markets - Product Differentiation in Pure Competition. *Journal of Political Economy* 821: 34-55. DOI: 10.1086/260169
- Schröter, D. 2005. Ecosystem Service Supply and Vulnerability to Global Change in Europe. *Science* 3105752:

- 1333-1337. DOI: 10.1126/science.1115233
- Seller, C., Stoll, J.R., Chavas, J.-P. 1985. Validation of Empirical Measures of Welfare Change: A Comparison of Nonmarket Techniques. *Land Economics* 61: 156–175. DOI: 10.2307/3145808
- Shultz S., Pinazzo J., Cifuentes M., 1998. Opportunities and limitations of contingent valuation surveys to determine national park entrance fees: evidence from Costa Rica. *Environment and Development Economics* 3: 131-149. DOI: 10.1017/S1355770X98000072
- Shyamsundar, P. Kramer, R., 1996. Tropical forest protection: an empirical analysis of the costs borne by local people. *Journal of Environmental Economics and Management* 31: 129-144. DOI: 10.1006/jeem.1996.0036
- Smith, V. K. and Y. Kaoru 1990. What have we learned since hotelling's letter?: A meta-analysis." *Economics Letters* 323: 267-272. DOI: 10.1016/0165-17659090110-M
- Turner, R. K., Paavola J., Cooper P., Farber S., Jessamy V., Georgiou S., 2003. Valuing nature: lessons learned and future research directions. *Ecological Economics* 463: 493-510.
- Van Hecken, G. Bastiaensen J. 2010. Payments for Ecosystem Services in Nicaragua: Do Market-based Approaches Work? *Development and Change* 413: 421-444.
- Vatn, A. 2010. An institutional analysis of payments for environmental services. *Ecological Economics* 696: 1245-1252. DOI: 10.1016/j.ecolecon.2009.11.018
- Walpole, M.J, Goodwin, H.J., Ward, K.G.R 2001. Pricing policy for tourism in protected areas: Lessons from Komodo national park, Indonesia. *Conservation Biology* 151: 218-227. DOI: 10.1111/j.1523-1739.2001.99231.x
- Willson, M.A. and Carpenter, S.R. 1999. Economic evaluation of freshwater ecosystem services in the United States: 1971-1997. *Ecological Applications* 93: 772-783.