

**Academia Română
Institutul Național de Cercetări Economice “Costin C. Kirilescu”**

***Dezvoltarea capacității administrative a Ministerului
Mediului de a implementa politica în domeniul
biodiversității
SIPOCA 22***

RAPORT ȘTIINȚIFIC FINAL

Activitatea 1.4

Cartarea ecosistemelor naturale și seminaturale degradate la nivel național

METODOLOGIE

Nume partener: Institutul Național de Cercetări Economice "Costin C. Kirițescu"

Cod SMIS: SIPOCA 22 - "Dezvoltarea capacității administrative a Ministerului Mediului de a implementa politica în domeniul biodiversității"

Activitate:

A.1.4 Cartarea ecosistemelor naturale și seminaturale degradate la nivel național

Ecosistem: Forestier

3.1. Introducere

Degradarea ecosistemelor, inclusiv a celor forestiere – pădurile (abrev. DP în continuare), este un proces cu efecte multiple, între cele mai importante fiind cele asupra **schimbărilor climatice**, a **biodiversității** și a **serviciilor ecosistemelor** (Ghazoul et al., 2015). Din aceste considerente, degradarea ecosistemelor constituie un element cheie în diferitele strategii cu privire la schimbările climatice (de ex. IPCC, REDD+) sau la biodiversitate (de ex. Convenția asupra Biodiversității Biologice–CBD).

DP vs. schimbările climatice. Schimbările/pierderile în gradul de acoperire a pădurii influențează direct emisiile de gaze cu efect de seră. Pădurile acționează atât ca sursă de CO₂ (eliberarea de CO₂ în atmosferă prin respirație), cât și ca rezerve (acționează în sensul reducerii CO₂ din atmosferă la conversia terenurilor agricole/pășunilor în păduri sau la refacerea terenurilor despădurite sau a pădurilor degradate) (Ciccarese et al., 2012). O estimare a emisiilor de C pentru anul 2008 (Van der Werf et al., 2009) indică o contribuție de 12% a emisiilor provenite din despădurire și degradarea pădurii, reprezentând și o reducere cu 8% față de anii '90 sau perioada 2000–2005. Din acest motiv, estimarea cât mai precisă a degradării acestora și a despăduririi devine necesară în contextul deciziilor referitoare la „reducerea emisiilor din despădurire și din degradarea pădurii”.

DP vs. biodiversitatea. În ceea ce privește biodiversitatea, datorită slabei realizări de conservare propuse anterior pentru ținta 2010, CBD a propus în 2010 un nou calendar pentru anul 2020, cu o serie de noi ținte de îndeplinit, generic denumite „SMART” (*specific, measurable, ambitious, realistic and time-bound*), cunoscute și sub numele de „Aichi Targets” (Jørgensen, 2013).

Între acestea a fost inclusă și Ținta 15, care are drept subiect refacerea (*restoration*) ecosistemelor degradate: „Până în 2020, reziliența ecosistemelor și contribuția biodiversității la stocurile de carbon a fost îmbunătățită, prin conservare și restaurare, incluzând o restabilire de cel puțin 15% a ecosistemelor degradate, contribuind astfel la atenuarea și adaptarea schimbărilor climatice și la combaterea deșertificării.”

Noile ținte au fost asumate de statele semnatare, între care și de Uniunea Europeană, care a inclus-o în strategia sa în domeniul biodiversității (European Commission 2011) în Ținta 2– „Menținerea și refacerea ecosistemelor și a serviciilor acestora” („Până în 2020, ecosistemele și serviciile lor sunt menținute și dezvoltate prin stabilirea unei infrastructuri verzi și restaurarea a cel puțin 15% din ecosistemele degradate”), respectiv Acțiunea 6a („Până în 2014, statele membre, cu asistența Comisiei (Europene), vor dezvolta un cadru strategic pentru a stabili prioritățile pentru restaurarea ecosistemelor la nivel sub-național, național și UE”). În vederea implementării, la nivelul UE a fost finanțat un proiect care să formuleze un cadru metodologic (Lamermant et al. 2013), ale cărui obiective au constat în oferirea unui suport de implementare a Țintei 2 la nivelul statelor membre, precum și o ierarhizare a priorităților de refacere a ecosistemelor, conform Acțiunii 6a.

Dintre ecosistemele terestre, pădurile prezintă o importanță aparte, prin faptul că găzduiesc 80% din biodiversitatea terestră pe doar o treime din uscat (Aerts and Honnay, 2011). O multitudine de indicatori/agenți sunt responsabili de producerea degradării, iar o clasificare a acestora ar trebui să țină cont de caracteristicile (diminuate)ale sustenabilității(Stanturf et al., 2014).

Numeroșii factori (de ex. demografici, economici, climatici, politici), care contribuie la DP exercită o presiune importantă și asupra factorilor secundari (nivelul 2), în sensul unui determinism al degradării (Fig. 3.1) (Joseph et al., 2010). Componenta socială (demografică) prezintă o influență directă, o serie de acte cu caracter ilegal (întreaga gamă a exploatărilor ilegale sau exportul cherestelei în condiții dubioase) constituindu-se în factori favorizanți ce determină despăduririle și degradarea pădurilor.

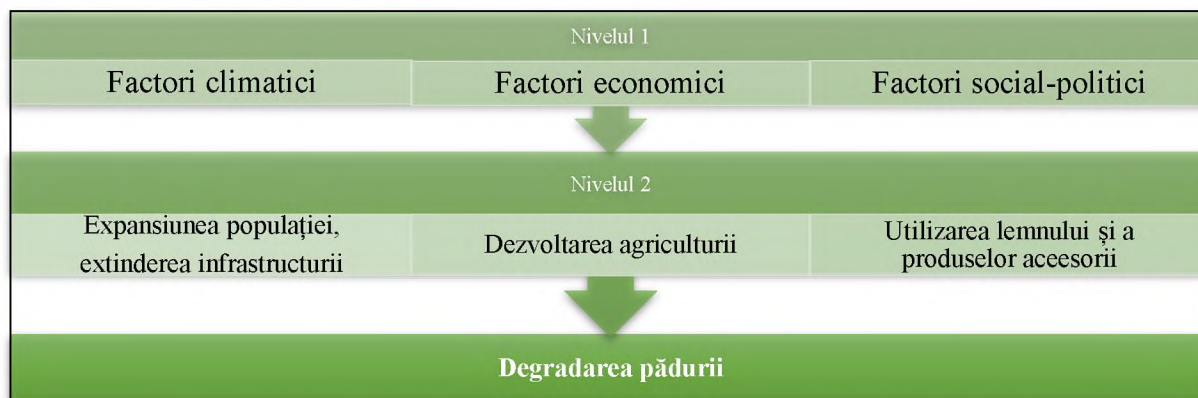


Fig. 3.1 Cauzele și forțele motrice ale degradării pădurilor (Joseph et al. 2010)

DP vs. serviciile ecosistemice. Ecosistemele forestiere sunt furnizoare de servicii ecosistemice, care se referă la suma beneficiilor obținute de oameni; în cazul pădurilor, denumirea sub care sunt întâlnite este aceea de funcții de protecție (Drăgoi and Cîrnu, 2016). Deteriorarea acestora este asociată și cu implicații sociale, pe termen scurt și mediu. Sunt cunoscute mai multe clasificări ale serviciilor ecosistemice ale pădurilor, de exemplu de aprovizionare, de regularizare, culturale și de suport (Aerts & Honnay 2011). În funcție de natura serviciilor oferite de către pădure, acestea pot fi legate de relația cu biosfera, de facilitățile oferite, de componentele sociale, de cele ecologice și de asigurarea de resurse.

Între biodiversitate și serviciile ecosistemice există o relație directă (Millennium Ecosystem Assessment, 2005), astfel că refacerea unuia are efect asupra celuilalt. Spre exemplu, Benayas a pus în evidență o creștere a biodiversității și a serviciilor ecosistemice cu 44%, respectiv 25% în urma aplicării unor măsuri de restaurare/reconstrucție (Benayas et al., 2009).

3.2. Conceptul de degradare a ecosistemelor forestiere

3.2.1. Ecosistemul forestier și tipologiile asociate

Ecosistemul forestier este o „unitate **explicită** spațial relativ omogenă (de pădure n.n.), care include toate organismele ce interacționează și componentele mediului abiotic în marginile

sale.” (Helms 1998). Pădurea este asociată ecosistemului forestier, în timp ce arboretul reprezintă doar comunitatea (populația) de arbori/arbuști forestieri.

Conform definiției operaționale FAO (UN Food and Agriculture Organization), **pădurile** sunt „terenuri cu o suprafață >0.5 ha, cu arbori ce au înălțimea >5 m și o acoperire a coronamentului (consistență) >10%, sau arbori care pot atinge aceste praguri *in situ*. Nu includ terenuri aflate în principal sub utilizare agricolă sau urbană” (FAO, 2012). Definiția curentă utilizată de Inventarul Forestier Național din România (IFN) este asemănătoare cu cea a FAO (IFN, 2016).

Pentru analiza degradării prezintă interes și o serie de definiții (FAO 2012) care delimitează **nivelurile mari ale acesteia** (pe bază de naturalitate, considerată inversul degradării), precum **pădurile primare**, pădurile regenerate natural (**pădurile naturale**) și plantațiile (pădurile „artificiale”). Pădurea primară este o „pădure regenerată natural, cu specii indigene, în care nu există în mod clar indicii vizibile ale activităților umane și în care procesele ecologice nu sunt perturbate în mod semnificativ”, în timp ce pădurea naturală (la limita inferioară a naturalității) este o „pădure regenerată natural, în care există în mod clar indicii vizibile ale activităților umane”. În cazul plantațiilor (cele constituite din specii exotice la limita extremă absolută referitoare la păduri), acestea sunt „păduri plantate, unde arborii plantați sunt predominant din specii introduse”. Având în vedere faptul că discuțiile privitoare la naturalitate nu sunt epuizate și nici pe deplin armonizate la nivel internațional, în alte lucrări (Helms 1998), caracterul natural – seminatural (ultimele două categorii de mai sus) este definit mult mai larg, fiind asociat unei „zone dominate de vegetație nativă sau naturalizată care nu a fost cultivată sau tratată cu nicio formă de gestionare sau regim de manipulare anuale, unde nu se poate evalua în ce măsură vegetația a fost la origine plantată sau cultivată de către om, vegetația este considerată naturală–seminaturală.”

Din punct de vedere **tipologic**, la ora actuală sunt în uz mai multe clasificări românești ale ecosistemelor forestiere, raportat la: tipul de pădure (Pașcovschi 1964), tipul de stațiune (Chiriță 1977), tipul de ecosistem (Doniță 1990). Primele două tipologii sunt operaționale, în sensul utilizării acestora în cadrul gestionării curente a pădurilor (în amenajamentele silvice), ultima propunând, la momentul elaborării o abordare mai generalistă, comparativ cu celelalte două. De asemenea, aceasta furnizează și echivalările cu primele două tipologii, iar la nivelul României este disponibilă o hartă a tipurilor de ecosisteme forestiere existente. Din dorința de integrare cu tipologiile în uz existente la nivel european, utilizate ca bază de raportare (de ex. pentru Natura 2000), în anul 2005 a fost elaborată lucrarea „Habitatele din România” (Doniță et al. 2005), în care sunt furnizate descrieri și echivalențe cu clasificări generale (de ex. asociațiile vegetale), europene (Natura 2000, Emerald 2000, Corine 1991, Palearctic Habitats 1996, 1999, EUNIS 1997–2000) sau românești (tipurile de ecosisteme forestiere, tipurile de păduri). Trebuie menționat că, comparativ cu tipologia bazată pe ecosisteme, corespondența biunivocă nu se regăsește întotdeauna între clasificările bazate pe tipuri de habitate și cele pe tipuri de ecosisteme sau păduri, un aspect de luat în considerare în analize la scară națională.

3.2.2. Definiții ale despăduririi și degradării

Ca și în cazul altor concepte calitative referitoare la păduri (de exemplu definițiile referitoare la naturalitate – (Teodosiu, 2014), la nivel mondial nu există încă o definiție

operațională unanim acceptată, care să poate fi folosită universal, respectiv o caracterizare unitară a conceptului de degradare (inclusiv a pădurilor), pe baza căreia să rezulte evaluări comparabile, la diferite scări. La nivelul Uniunii Europene, ghidul de aplicare a Țintei 15 (*Restoration*) propune și definiții pentru uzul statelor membre (Lammerant et al. 2013).

3.2.2.1. Despădurirea

Principalele definiții referitoare la despădurire fac referire fie la schimbarea categoriei de utilizare a terenului (din forestier în alte folosințe) sau la pragul sub care o zonă cu vegetație forestieră nu mai este considerată pădure (grad de acoperire a coronamentului sub 10%) (UNFCCC 2006), (FAO, 2012). Despădurirea/defrișarea reprezintă limita de jos a acestuia și este asimilată cu schimbări atât ale acoperirii, cât și ale categoriei de folosință a terenului, unde se includ conversiile realizate prin despădurire (agricultură, utilizare urbană).

[UNFCCC] „... conversia directă indusă de om a terenurilor împădurite în terenuri neîmpădurite.”

[FAO] „... schimbarea pădurilor cu o reducere a coronamentului la mai puțin de 10 la sută.”

„Transformarea pădurilor într-o altă utilizare a terenurilor sau reducerea pe termen lung a acoperirii coronamentului sub pragul minim de 10 la sută.

1. Defrișările implică o pierdere permanentă a pădurii pe termen lung și implică transformarea într-o altă utilizare a terenului. O astfel de pierdere poate fi cauzată și întreținută de o disturbantă indusă antropic sau una naturală.

2. Despădurirea include zonele de pădure transformate în agricultură, pășuni, rezervoare de apă și zone urbane.

3. Termenul exclude în mod specific zonele în care copacii au fost eliminați ca urmare a recoltării sau exploatării forestiere, caz în care este de așteptat ca pădurea să se regenereze în mod natural sau cu ajutorul măsurilor de silvicultură. Cu excepția cazului în care tăierea este urmată de defrișarea pădurii pentru introducerea unor utilizări alternative ale terenului, sau menținerea poienilor prin disturbante continue, pădurilor de obicei se regenerează, cu toate că, de multe ori, către o altă condiție, secundară. În zonele cu schimbări între agricultură și pădure, aceasta apare într-un model dinamic, în care despădurirea și revenirea pădurilor apare frecvent în patch-uri mici. Pentru a simplifica raportarea acestor zone, variația netă pe o suprafață mai mare este utilizat în mod obișnuit.

4. Despădurirea include, de asemenea, zone în care, de exemplu, impactul disturbantei, suprautilizarea sau modificarea condițiilor de mediu afectează pădurea într-o măsură care nu se poate susține o acoperire a coronamentului peste pragul de 10 la sută.”

3.2.2.2. Degradarea pădurii

În cazul degradării, procesele care conduc la aceasta sunt mai numeroase, iar cuantificarea acestuia este mult mai dificilă, cea mai simplă metodă vizând scăderile gradului de acoperire a coronamentului (însă altele decât cele produse de lucrări silvice urmate de regenerare). Dacă în cazul accepțiunilor utilizate în evaluarea schimbărilor climatice (referitoare la stocurile de carbon

– (IPCC, 2003), (UNFCCC, 2006)), definițiile bazate pe acest criteriu sunt funcționale, evaluările din punctul de vedere al biodiversității sunt mult complexe, făcând referire la nivelul serviciilor ecosistemice sau al diversității biologice (FAO 2001, 2002, 2012, CBD, ITTO 2002, MEA 2005).

Definiții în relație cu schimbările climatice

[IPCC] „O pierdere directă pe termen lung indusă de om (care persistă X ani sau mai mult) a cel puțin Y% din stocurile de carbon din păduri [și a valorilor pădurii] de la momentul T și care nu se califică ca defrișări sau o activitate aleasă în temeiul articolului 3.4 din Protocolul de la Kyoto”(IPCC, 2003).

[UNFCCC] „Degradarea reprezintă o schimbare mult mai largă schimbare în acoperirea terenului decât despăduririle. Din punct de vedere tehnic, o schimbarea de acoperire a unui teren s-ar fi numit 'degradare', în cazul în care coronamentul a scăzut de la e. g. , 100% până la 85%, sau de la 50% până la 40%, respectiv de la 90% la 35%. În realitate, degradarea raportată va fi limitată de capacitatea tehnică de a sesiza și de a înregistra schimbarea în coronament, astfel încât schimbările mici nu vor fi probabil evidente, cu excepția cazului în care produc un model sistematic în imaginile de teledetecție” (UNFCCC, 2006).

Definiții în relație cu diversitatea biologică

[FAO] „Modificări în interiorul pădurii, care afectează în mod negativ structura sau funcția arboretului sau a stațiunii și, prin urmare reduc capacitatea de a furniza produse și/sau servicii” (FAO, 2001).

„Reducerea capacității unei păduri de a furniza bunuri și servicii”(FAO, 2002).

„Pierdere direct indusă de om a valorilor forestiere (în special carbon), care poate fi caracterizată printr-o reducere a gradului de acoperire a coronamentului. Managementul obișnuit prin care gradul de acoperire se va reface în cadrul ciclului normal al tehnicilor de gestionare a pădurilor nu este inclus” (FAO 2012).

[CBD] „O pădure degradată este o pădure secundară, care și-a pierdut, prin activități umane, structura, funcția, compoziția de specii sau de productivitate în mod normal asociate cu un tip natural de pădure așteptat pe stațiunea respectivă. Prin urmare, o pădure degradată asigură un nivel redus de bunuri și servicii pe stațiunea respectivă și menține doar o diversitate biologică limitată. Diversitatea biologică a pădurilor degradate include mai multe componente non-arbori, care pot domina vegetația de sub coronament.”

[ITTO] „Reducerea pe termen lung a ofertei potențiale de ansamblu a beneficiilor pădurii, care includ lemnul, biodiversitatea și orice alt produs sau serviciu” (ITTO 2002).

[MEA] „În urma degradării pădurile rămân păduri, dar își pierd capacitatea de a furniza servicii ecosistemice sau suferă schimbări majore în compoziția speciilor din cauza supraexploatării, a invaziei speciilor exotice, poluării, incendiilor, sau a altor factori” (Millenium Ecosystem Assessment 2005).

[LIT] „Degradarea pădurii se referă la reducerea capacității unei păduri de a produce bunuri și servicii (ITTO, 2002). Capacitatea include menținerea structurii și a funcțiilor ecosistemului (ITTO, 2005). O pădure degradată oferă o aprovizionare redusă cu bunuri și servicii într-o anumită stațiune și menține o diversitate biologic limitată. Aceasta a pierdut structura, funcția, compoziția speciilor și/sau productivitatea asociate în mod normal tipului de pădure naturală de așteptat în acel loc (ITTO 2002)”(Simula, 2009).

3.2.2.3. Degradarea pădurii și funcționalitatea definițiilor

Degradarea pădurii este asociată cu acele schimbări de structură sau funcție ale pădurii care determină o scădere a productivității sau o limitare a biodiversității (Stanturf, 2005), produse de perturbanțe (Teodosiu, 2014) naturale sau antropice. Efectul acestora se transformă în degradare atunci când depășește un anumit prag, după intensitate schimbările putând provoca modificări atât ale gradului de acoperire a terenului (*land cover*), cât și ale utilizării acestuia (*land use*).

Dacă se au în vedere originea, factorii și dinamica individuală, despădurirea și degradarea pădurilor pot fi considerate noțiuni diferite (Torres–Nachón, 2016). Astfel, despădurirea constituie o schimbare permanentă a utilizării terenurilor forestiere în scopuri precum agricultura, pentru expansiunea spațiilor locuite sau prin exploatarea forestieră neurmă de regenerare.

Pe plan internațional se diferențiază și două viziuni diferite în ceea ce privește degradarea pădurilor (Torres–Nachón, 2016), una bazată pe **serviciile ecosistemice** (în acord cu definiția MA 2005: „o reducere persistentă a capacității de a furniza servicii ecosistemice.”, incluzând relația cu carbonul, biodiversitatea, funcțiile de protecție a apelor/bazinelor hidrografice, stabilizarea microclimatului, peisajul) și o alta care vizează doar **stocurile de carbon** (abordare mai ales din perspectiva schimbărilor climatice, în raportările REDD+).

La nivel general, termenul de degradare semnifică o reducere a unor caracteristici (ecosistemice), față de o stare considerată normală (sau prin raportare la alte caracteristici ale ecosistemului (stare normală, integritate, sănătate ecologică), o accepțiune prezentă în definițiile diferitelor organizații internaționale sau în studiile de specialitate. „Modificări subtile sau graduale, care reduc integritatea și sănătatea ecologică.” (SER 2004, Lammerant et al. 2013a). „Termenii degradare, deteriorare, distrugere și transformare reprezintă abateri de la starea normală sau dorită a unui ecosistem intact. Semnificațiile acestor termeni se suprapun, iar aplicarea lor nu este întotdeauna clară. Degradarea se referă la schimbări subtile sau graduale, care reduc integritatea și sănătatea ecologică” (SER 2004).

Degradarea poate fi văzută, prin prisma influenței antropice asupra unui ecosistem, ca un concept apropiat de hemerobie și invers naturalității (definită ca „gradul în care o pădure corespunde pădurii originale în termenii compoziției speciilor și ai proceselor ecologice” UN–ECE/FAO2000). Limitele naturalității variază între artificial (minimul absolut reprezentat de plantațiile de specii exotice) și „virgin” (maximul virtual, chestionabil în raport cu practica) (Teodosiu 2014). Cele mai importante schimbări ale naturalității ecosistemului sunt considerate schimbarea folosinței terenului, tăierile rase, respectiv aprovizionarea continuă cu lemn mort (Westphaletal.2004), care delimitează și limitele extreme ale degradării, primele două fiind echivalente despăduririi, iar ultima, pădurii primare, nivelul de referință la care se raportează degradarea.

IUCN (International Union for Conservation of Nature) consideră degradarea drept o „simplificare sau perturbare a ecosistemelor, precum și pierderea biodiversității, cauzate de perturbanțe care sunt prea frecvente sau prea severe pentru a permite refacerea ecosistemului natural într-o perioadă relevantă sau rezonabilă de timp. Degradarea rezultă din diverși factori – incluzând perturbările climatice și evenimentele extreme, precum și activitățile umane –și în general reduce fluxurile de bunuri și servicii ecosistemice” (IUCN 2012, Howell et al. 2012,

Lammerant et al. 2013a). Mai general, reprezintă „orice proces care reduce biodiversitatea, productivitatea sau altă caracteristică dorită a unui ecosistem” (Walker & del Moral 2003). Disturbanțele moderate, precum extragerile din pădurile mature datorate aplicării unor tratamente conduc la schimbări în gradul de acoperire cu vegetație a terenului (însă nu și în folosința acestuia). Schoene et al. (2007) arată că degradarea pădurilor se produce datorită „activităților umane, cum ar fi supra pășunatul, supraexploatarea (pentru lemnul de foc sau construcții), incendiile repetate sau din cauza atacurilor de insecte, boli, paraziți din plante sau alte surse naturale, cum ar fi cicloanele.” (Aerts and Honnay, 2011) aduc în discuție și fenomenul „despăduririi criptate”, exemplificată prin tăierea selectivă și prin degradarea internă a pădurilor, ale căror consecințe directe se regăsesc în alterarea structurii pădurii, cu consecințe asupra biodiversității, a capacității de regenerare și a vitalității pădurilor.

Penman et al. (2003) au analizat comparativ mai multe definiții, în special din perspectiva emisiilor de carbon. În cazul celor bazate pe gradul de acoperire a coronamentului, identificarea facilă a suprafețelor degradate (mai ales prin teledetecție) are ca neajuns imposibilitatea separării *degradării* de efectul lucrărilor de silvicultură sau serviciile ecosistemice nelegate de acesta. În alte definiții complexe, reducerile furnizării de diferite bunuri/servicii vizate presupun o abordare a fenomenului situată uneori dincolo de posibilitățile practice. FAO (2009) a enunțat și o serie de criterii de care trebuie ținut cont la formularea definițiilor referitoare la degradarea pădurilor: (I) să includă schimbările induse pădurii (antropice sau naturale); (II) să facă referire la scări temporale diferite (inclusiv pe termen lung); (III) posibilitățile de măsurare/evaluare să fie fezabile și să conțină nivel de referință; (IV) nivelele de reziliență să varieze între diferitele tipuri de pădure și (V) să includă termeni clari.

Din punct de vedere operațional, cel mai important aspect de reținut este că, din multitudinea de definiții existente, despădurirea este mai clar/ușor de definit, fiind dependentă de definiția pădure/non-pădure, în timp ce fenomenul de degradare este mai dificil de cuantificat (Stanturf et al., 2014).

3.2.3. Clase de degradare

În vederea unei înțelegeri mai bune a fenomenului și a posibilității transferului spre practică, s-au încercat diferite clasificări ale *continuum*-ului degradării. O explicitarea unora dintre definițiile prezentate mai sus este realizată de (Simula, 2009) care, în cazul definițiilor ITTO (2002, 2005), prezintă trei categorii de păduri: pădure primară degradată (PPD), pădure secundară degradată (PCD), respectiv terenuri forestiere degradate (TFD). PPD este pădurea primară al cărei coronament a fost afectat printr-o exploatare nesustenabilă, recuperarea nemaifiind posibilă într-un orizont mediu de timp. PCD apare pe un teren anterior fără vegetație forestieră (<10% din suprafața originală de pădure). TCD a fost sever afectat printr-o exploatare excesivă a produselor pădurii, disturbante (de ex. incendii, pășunat) repetate sau utilizări ale terenurilor ce inhibă sau întârzie restabilirea pădurilor. Aerts indică o scădere a biodiversității – de exemplu extincția speciilor din habitatele de pădure – pe o traiectorie de tipul: pădure primară → pădure secundară → plantație (Aerts and Honnay, 2011).

Margono et al. (2012) propun o clasificare a degradării pădurii în funcție de utilizarea terenurilor, iar în cazul celor forestiere în raport cu tipul și intensitatea de gestionare a acestora. Potrivit acestora, la limita degradării minime se înscriu pădurile de conservare (primare) (degradare absentă) și cele de protecție, în timp ce pădurile de producție sunt supuse unei degradări (inclusiv dinamice) prin intervențiile de silvicultură efectuate, inclusiv prin intensitatea acestora (Tabelul 3.1). O ierarhizare similară a diferitelor categorii de păduri în funcție de degradare, raportat la nivelul biodiversității și la suma serviciilor ecosistemice este prezentată și de (Thompson et al. 2013) (Fig. 3.2).

Tabelul 3.1 Relații între modul de gestionare al pădurilor și nivelul lor de degradare (modificat după Margono et al. 2012)

Utilizarea terenului	Practici de gestionare posibile	Starea pădurii (în condiții de gestionare durabilă)
A Teren forestier		
A1 Pădure de conservare	Non-intervenție	Pădure stabilă Despădurire absentă Degradare absentă
A2 Pădure de protecție	Non-intervenție sau intervenții de intensitate redusă	Pădure stabilă. Despădurire absentă Degradare cu intensitate redusă
A3 Pădure de producție	Producție forestieră	Despădurire și degradare dinamice
A3.1 Pădure cu producție limitată (de ex. datorită inaccesibilității)	Exploatare limitată Exploatare foarte selectivă Defrișări foarte limitate Tratamente de silvicultură	Degradare prezentă
A3.2 Pădure cu producție gestionată durabil	Tăieri selective Tratamente de silvicultură Tăieri rase	Despădurire prezentă (temporar) Degradare prezentă
A3.3 Pădure de producție convertibilă	Tăieri rase	Despădurire prezentă (permanent și temporar) Degradare prezentă
B Teren non-forestier		Despădurire prezentă (permanent) Reîmpădurire

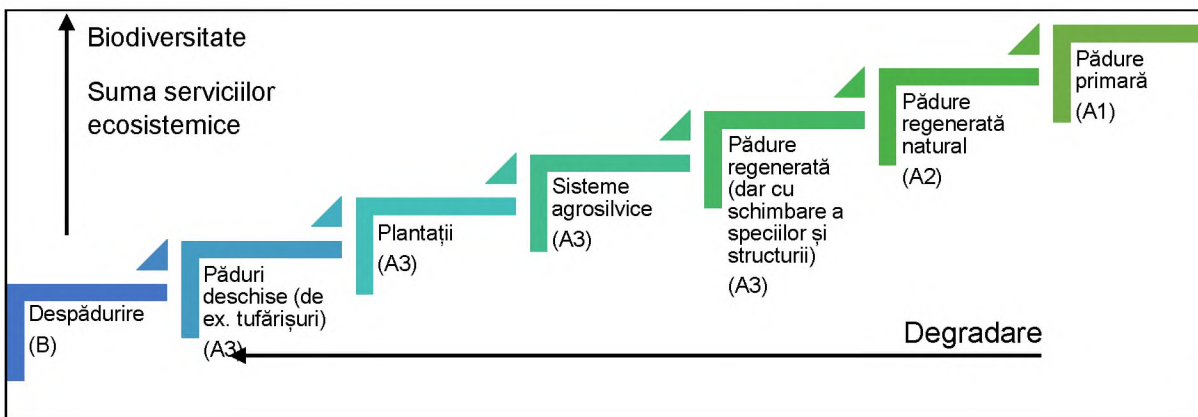


Fig. 3.2 Clase de păduri degradate (modificat după Thompson et al. 2013). Sensul săgeții indică creșterea caracteristicii. Codurile din paranteze corespund clasificării Margono et al. (2012).

3.2.4. Conceptul de degradare în silvicultura românească

3.2.4.1. Arboretele degradate

În literatura de specialitate românească (Damian, 1978) sunt considerate degradate arboretele cu un grad de acoperire a coronamentului cuprins între 10–30%. Comparativ cu literatura de specialitate internațională, acest prag corespunde arboretelor aflate la limita inferioară a degradării, în unele lucrări asociat despăduririi (Hansen et al., 2013).

Pentru acest tip de arborete, practica silvică prevede o serie de lucrări tehnice (substituirii, refaceri și ameliorare) având drept scop o îmbunătățire a structurii (compoziției) și productivității acestora, un deziderat firesc atât din punct de vedere economic (producții mai mari de lemn), cât și al ofertei de servicii ecosistemice (exercitarea funcțiilor de protecție). Prin substituiri, compoziția necorespunzătoare a arboretului vizat se înlocuiește cu compoziții adecvate staționar sau adecvate țelului de gospodărie. În acest sens, trebuie avută în vedere – pe cât posibil – revenirea la arboretele corespunzătoare tipului natural fundamental (vegetației naturale potențiale). Prin refacere, arboretele sub productive, respectiv cu o productivitate scăzută în comparație cu potențialul staționar – indiferent de compoziție, sunt aduse la un nivel de funcționare adecvat.

Lucrările de substituiri se realizează în arborete degradate alcătuite din specii cu valoare economică și productivitate scăzute, din stațiuni forestiere cu potențial mai bun. În cazul lucrărilor de refacere, în arborete degradate acestea se vor aplica după cum urmează (Damian, 1978): (I) dacă se găsesc pe stațiuni forestiere de productivitate cel puțin mijlocie, raportat la speciile principale; (II) în cazul celor de salcie/plop situate pe stațiuni improprie pentru plopii euramerici; (III) în oricare din arboretele care nu îndeplinesc o funcție de protecție a solului. Autorul menționat propune și o soluție de estimare a oportunității intervenției, și anume obținerea prin înlocuire, pentru noul arboret, a cel puțin unei clase de producție peste cea existentă.

Statistica oficială cu privire la suprafețele parcurse cu acest tip de lucrări silvice la nivelul întregii țări în 2015 (Institutul Național de Statistică, 2017) (Fig. 3.3). indică o descreștere cu aproape 70% a acestora față de anul 1990. Raportat la țintele fostului „Program național pentru conservarea și dezvoltarea fondului forestier 1976–2010” (Anonymous, 1976), aceasta reprezintă doar 3.53% din ținta de 22,000 ha propusă în vederea ameliorării arboretelor (cu productivitate scăzută).

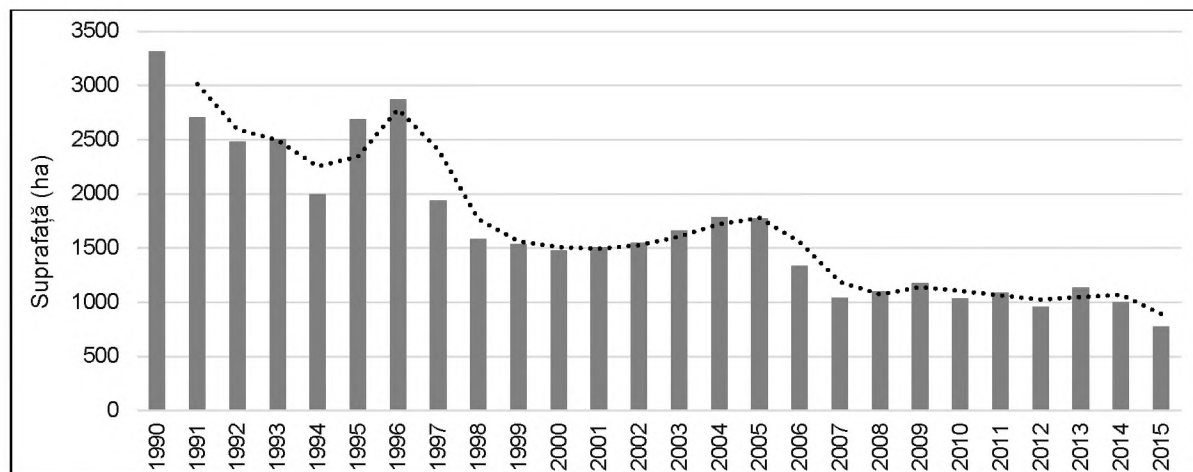


Fig. 3.3 Dinamica anuală a suprafeței parcurse cu tăieri de refacere–substituire la nivel național

3.2.4.2. Reconstrucția terenurilor degradate

Reabilitatea terenurilor degradate prin tehnici silvice este celălalt domeniu din silvicultura românească care se ocupă de degradare și în care există o bogată experiență. O sinteză publicată recent menționează existența unui număr de 1893 de lucrări existente în bibliografia românească, dedicate acestui subiect (Oprea 2013). Reabilitarea terenurilor forestiere degradate face obiectul unei discipline specifice – *Ameliorații silvice* (Ciortuz, 1985), în care *procesele de degradare* reduc/anulează capacitatea productivă a terenurilor.

Aspectele din domeniu sunt reglementate prin Legea nr. 138/2004 a îmbunătățirilor funciare, domeniile de lucrări vizând bazinele hidrografice torențiale – în care intră corectarea (corecția, stingerea, amenajarea) formațiunilor torențiale (torenților) și combaterea avalanșelor de zăpadă – și împăduririle. „Strategia și Programul Național de acțiuni pentru combaterea deșertificării” (2000) evalua la cca. 2 mil. ha suprafețele de împădurit, fiind incluse aici terenurile degradate inapte pentru agricultură și perdele forestiere de protecție a câmpului și de protecție antierozională (cadru legal asigurat prin H.G. 357/2002, 1542/2003, 995/2004). Din suprafața de mai sus, cca. 16,350 ha de terenuri degradate inapte pentru culturi agricole au fost transferate de la Agenția Domeniilor Statului către Romsilva în vederea reconstrucției ecologice și împăduririi. Peste 50% dintre acestea se află în SE României, în județele Vaslui, Galați, Brăila (1,693 ha), Tulcea, Constanța (4,542 ha) (Costandache, 2004).

3.3. Metode de evaluare a ecosistemelor forestiere degradate

3.3.1. Criterii și metodologii complexe

Principalele aspecte care apar în definițiile degradării din literatura de specialitate (Walker & del Moral 2003, MA 2005, SER 2004, Howell et al. 2012, IUCN 2012, Lammerant et al. 2013)

sunt: (I) *simplificare* (a structurii, compoziției, funcției), (II) *disturbanțe* care împiedică refacerea – regimul acestora caracterizat prin intensități/severități (magnitudini) prea ridicate, între ale căror consecințe se numără: o diminuare/pierdere a biodiversității, serviciilor ecosistemice, productivității, stocurilor de carbon (notă: unele concepte prezintă o anumită echivalență) (Tabelul 3.2).

Tabelul 3.2 Criterii pentru estimarea degradării ecosistemelor forestiere

#	Criteriu/Sursa definiției	FAO	CBD	TH	LM
1	Temporalitate				DA
2	Stoc de carbon specific (Productivitate – TH)			DA	
3	Biodiversitate (afectarea ~)		DA	DA	
4	Determinism antropic Naturalitate (LM) (lemn mort, conectivitate, indicele speciilor, păduri protejate, păduri gestionate în sisteme agrosilvice)		DA		DA
5	Servicii ecosistemice (reducerea acestora, funcții ecoprotective – TH)	DA	DA	DA	DA
6	Impacte asupra structurii pădurii (intensitatea exploatarei lemnului – LM)	DA	DA		DA
7	Disturbanțe neuzuale			DA	
8	Presiuni – acidificare, eutrofiere				DA
9	Acțiuni de restaurare inițiate				DA

Nota. Abrevieri: TH– Thompson et al. (2013), LM – Lamermant et al. (2013)

Sinteze ale criteriilor utilizate în definirea pădurii, degradării și despăduririi sunt prezentată pe larg de către (Schoene et al., 2007) (Tabelul 3.3). Cel mai problematic aspect practic este cel al valorilor prag, care pot înregistra variații (de ex. de la țară la țară, în funcție de tipul de pădure, sau de la un studiu la altul). De exemplu, un grad de acoperire a coronamentului cu valori cuprinse între 10–70% semnifică pădurea degradată la (Simula 2009), în timp ce cercetări mai noi (Sasaki & Putz 2009) recomandă un prag minim al gradului de acoperirea coronamentului, utilizat în de definirea pădurii, de 40% și de 5 m pentru înălțimea minimă a unui *arbore*, pentru a se evita degradările accentuate.

Tabelul 3.3 Criterii de definire a despăduririi (Schoene et al. 2007)

Criterii (parametri)/sursă	MA	FAO/FRA
Tranziție de la pădure la non-pădure		
Schimbarea utilizării terenului		
Gradului de acoperire a coronamentului	<10–30%	<10%
Exclusiv direct induse antropice		
Condiția temporară fără stocuri de carbon nu constituie despădurire		Pe termen lung

Una dintre metodologiile care vin să suporte țintele cu privire la degradare / restaurare propuse de Uniunea Europeană (și asumate de către statele membre) prin strategia pentru biodiversitate a fost elaborată de Lamermant et al. (2013). Aceasta include diferite clase de

ecosisteme (7 terestre, 1 marin și 1 de apă dulce), și utilizează un sistem alcătuit din patru nivele de calitate (variabil în funcție de nivelul de degradare/restaurare al unui ecosistem) și diverse scări spațiale (de la nivel de ecosistem la nivel de landșaft/regional/național/global).

Evaluarea degradării se realizează la aceste nivele, iar restaurarea ecosistemelor are loc prin deplasarea de la un nivel de calitate inferior la cel superior. Principalele premise ale abordării pe patru nivele care trebuie avute în vedere sunt (Lamermant et al. 2013): necesitatea unui echilibru între abordarea științifică și eficiența aplicării practice, alegere a descriptorilor și a valorilor prag aplicabilă cât mai multor tipuri de habitat și pentru fiecare nivel (eventuală comună la nivelul UE), restaurare prin monitorizarea valorilor descriptorilor, abordare la nivel de landșaft inclusă în model. Nu vor fi considerate degradare schimbările cauzate de catastrofele naturale sau cele care sunt o consecință a schimbărilor climatice. În ceea ce privește ținta de restaurare de 15% (din totalul ecosistemelor), aceasta se aplică fiecărui stat membru și include și obiectivele Natura 2000, nivelul de referință pentru restaurare fiind 2010 (sau cel mai recent cu date existente). Pentru ca restaurarea să fie funcțională și efectivă, este nevoie de strategii pe termen lung.

Factorii de bază incluși în evaluarea degradării au fost: naturalitatea, lemnul mort, conectivitatea, indicele speciilor, serviciile ecosistemice, intensitatea exploatării lemnului, presiunea prin acidificare, presiunea prin eutrofizare, zone protejate, păduri din sisteme agrosilvice, acțiuni de restaurare inițiate. În plus, la nivelul UE – pe baza consensului țărilor membre și a întâlnirilor Lisabona 1998 și a Conferinței Ministeriale Viena (2003) – pentru păduri există definiții deja o serie de indicatori ce caracterizează o gestionare durabilă a acestora, aceștia fiind grupați în 6 criterii paneuropene (Lammerant, Johan et al., 2013b). În linii mari, aceștia vizează: circuitele de carbon globale, sănătatea și vitalitatea ecosistemelor, funcțiile productive ale pădurilor, diversitatea biologică, funcțiile protective (ale solului, apei) și cele socio-economice.

Metoda propune elaborarea unui indicator de referință pentru degradare, care însă ar trebui să fie mai simplu, deoarece o serie de indicatori (mai puțin cei aplicați la nivel de landșaft) se regăsesc în definițiile sau în abordările ce privesc naturalitatea (Teodosiu, 2014). Spre exemplu, indicatorul naturalitate (3) include, prin modul în care este în general definit, o serie de alți indicatori, deoarece o pădure este considerată naturală atunci când îndeplinește criteriile minime, respectiv compoziție alcătuită din specii indigene (1, minus 4), perpetuare prin regenerare naturală (2) și continuitate spațio-temporală (de ex. neschimbarea categoriei de utilizare a terenului). Introducerea landșaftului ca nivel/scară de evaluare este recomandată și de către (Thompson et al., 2013), care indică și o mărimea minimă (>5,000 ha) pentru evaluare și raportare.

Stocarea carbonului, productivitate	
• Cantitatea de biomasă [t/ha] • Volum pe picior [m³/ha]	
Biodiversitate	
• Naturalitate, starea de sănătate [calitate/tip de pădure] • Indicatori ai speciilor [prezență/absență, abundență etc.] • Fragmentarea pădurii [suprafață/nivel de fragmentare]	
Disturbanțe	
• Specii invazive [caracteristicile populației, suprafața afectată] • Incendii [suprafața afectată]	
Servicii ecosistemice	
• Produse accesorii [valoare anuală] • Eroziunea solului [suprafața afectată]	

Fig. 3.4 Criterii și indicatori de estimare a degradării pădurii (modificat după Thompson et al. 2013). Valorile îngroșate reprezintă indicatorii considerați minim obligatorii, iar în paranteză sunt unitățile de raportare.

O altă metodologie complexă este cea formulată de Thompson et al. (2013), bazată pe criterii și indicatori cuantificabili/măsurabili, cu ajutorul cărora se poate evalua în mod obiectiv degradarea pădurii. Criteriile se referă la productivitate, biodiversitate, regimul disturbanțelor, funcții ecoprotective și la stocarea carbonului, acestora fiindu-le asociate o serie de indicatori caracteristici, ce pot fi derivați în mod cantitativ atât prin tehnici de teledetecție, cât și prin eșantionaj terestru. Colectarea datelor se poate realiza atât prin măsurători terestre sau pe baza unor date/chestionare existente, cât și prin tehnici de teledetecție (Fig. 3.4).

3.3.2. Metode bazate pe teledetecție. Generalități

Utilizarea teledetecției pentru estimarea gradului de degradare al pădurii (Potapov et al., 2015) se bazează pe definiția FAO care face referire la modificarea gradului de acoperire a coronamentului, un aspect ușor de determinat prin intermediul imaginilor satelitare: „descreștere măsurabilă în acoperirea coronamentului, însă diferită de eliminarea completă a acestuia (despădurire).” Dintre nivelele de degradare, cel maxim (defrișarea) poate fi determinată mai precis decât celelalte modificări, considerate mai subtile. Chiar dacă nu atât de completă precum alte metodologii, evaluarea prin intermediul teledetecției este una acceptată la nivel internațional, existând formulate chiar și definiții orientative pentru unele produse derivate. Astfel, raportat la un produs MODIS, pădurea degradată poate fi definită ca o „pădure (din intervalul de consistență

30–80%) care a trecut printr-o reducere a consistenței de mai mult de 20% într-o perioadă de 10 ani, detectată de senzorul VCF MODIS” (FAO, 2012, p. 201).

Între avantajele evaluărilor bazate pe teledetecție se numără abordările metodologice unitare și aplicabilitatea la scări spațiale mari (național, regional, global), în timp ce la dezavantaje intră imposibilitatea identificării lucrărilor silvice (de ex. tăieri de regenerare), în timp ce la nivel ecosistemic sau din prisma factorilor determinanți, degradarea este consecința mai multor cauze, care nu pot fi identificate doar prin mijloace de teledetecție. Între dificultățile care trebuie considerate la utilizarea imaginilor satelitare se numără cele legate de compilarea seriilor de imagini (datorită problemelor specifice, de ex. prezența norilor) și interpretarea/separarea trendurilor gradului de acoperire a coronamentului (în sensul pierderii ~ degradare și câștigului ~ refacere)(Hansen et al., 2013).

Deoarece ratele cele mai ridicate ale despăduririlor și degradării pădurilor se întâlnesc în zonele tropicale, cele mai numeroase analize bazate pe teledetecție au fost conduse în aceste zone. Una dintre metodele utilizate cu succes în păduri tropicale (Souza Jr. et al., 2003) au dezvoltat o metodă bazată pe analiza spectrală a amestecului, folosită încă din anii ‘90 pentru monitorizarea defrișărilor, incendiilor forestiere, inundațiilor, aridizării, aprecierea extinderii spațiilor verzi urbane, investigarea zăcămintelor minerale (Eraldo et al. 2010, Hansen et al. 2013, Souza et al. 2013).

Metoda presupune determinarea componentelor reflectanței la nivel de pixel prin intermediul analizei spectrale a amestecului, urmată de calculul unui indice (indicele normalizat al diferenței fracționate NDFI (Souza Jr. et al., 2003), care are potențialul de a amplifica semnalul degradării (de ex. tăieri rase sau selective, incendii).

În Amazonia, metodele bazate pe SMA au fost atent calibrate (Powell et al. 2004, Eraldo et al. 2010), putând fi cartate și distorbanțele cu caracter local din ecosistemele forestiere (Negron-Juarez et al. 2011). În ultimii ani, aplicarea SMA a condus la estimarea cu acuratețe a dinamicii defrișărilor de pe întreg teritoriul brazilian (Morton et al. 2011, Souza et al. 2013, Pinheiro et al. 2016). Metoda a fost aplicată ulterior și în alte areale cu păduri tropicale umede, precum Madagascar (Alnutt et al. 2013), Camerun (Armijo et Montellano 2011) și Kalimantan (Sofan et al. 2016).

În zona temperată, analiza dinamicii diferitelor procese de degradare din păduri cu ajutorul SMA s-a realizat în arealele cu climat mediteraneean din California (Roberts et al. 1998, Dennison et Roberts 2003), apoi din sudul Europei și nordul Africii (Hostert et al. 2003, Etteieb et al. 2013, Nemmaoui et al. 2016, Fernandez – Manso et al. 2016). În ultimii ani, metoda a fost testată și în pădurile de foioase caducifoliolate de climat temperat mai rece, asemănătoare cu cele din România, precum cele efectuate în Iran – Golestan (Karimi et al. 2016), Nepal (Khanal et Khadka 2015), Coreea de Nord (Kang et Choi 2014), regiunea vulcanului St. Helens SUA (Kuzera et al. 2005). Aplicarea cu succes a metodei pentru pădurile de conifere boreale (Ahmed et al. 2013) și pentru cele temperate sempervirente microfile cu *Nothofagus pumilio* din Chile (Poulain et al. 2012) arată că aceasta este validă pentru urmărirea degradării în orice tip de ecosistem forestier de pe glob.

În ultima perioadă, odată cu disponibilitatea gratuită a imaginilor de rezoluție medie (în special Landsat), estimările degradării s-au concentrat pe analize bazate pe serii de timp, mai apropiate de definițiile menționate mai sus ale degradării. Spre exemplu, Souza a propus o metodă de cuantificare simultană a defrișărilor anuale și a degradării pădurilor din bazinul Amazonului (Brazilia) pentru anii 2000–2010, folosind imagini Landsat (Souza et al., 2013). Utilizând metode

bazate seriile temporale de NDFI și clasificări tip arbore de decizie, s-au cartat, cu diverse precizii de estimare, categorii aflate în legătură cu degradarea (păduri intacte– 0.97, despăduriri – 0.85 și degradate – 0.82), cu o precizie generală de 0.92. Un sistem combinat (CLASlite), oferă o cartografiere a gradului de acoperire a pădurii, despăduririle și distorbanțele asociate folosind prelucrări ale semnalelor spectrale cu Landsat, SPOT și alți senzori (Asner et al., 2009). Rezultatele sunt hărți care pot fi interpretate în termenii acoperirii pădurilor, ai defrișărilor și ai distorbanțelor, utilizând arbori de decizie automatizați. Imaginile de ieșire ale CLASlite sunt compatibile cu alte sistemele GIS, cu Google Earth™ sau alte sisteme de vizualizare.

3.3.3. Analiza seriilor de timp și criterii de identificare

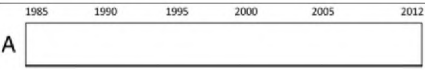
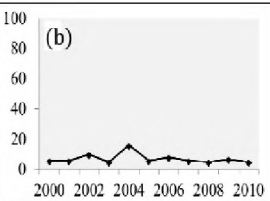
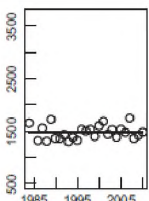
3.3.3.1. Metoda VCF

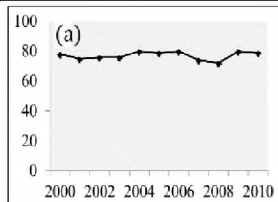
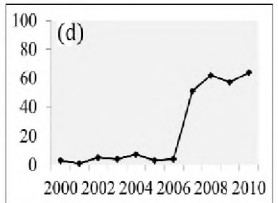
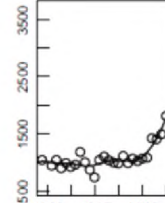
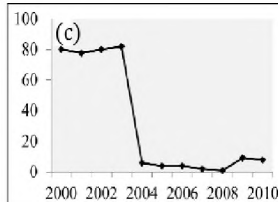
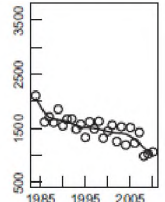
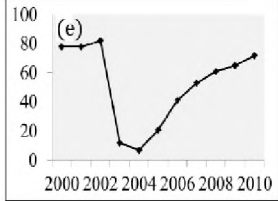
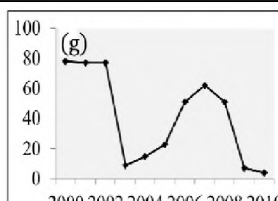
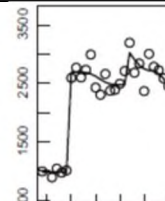
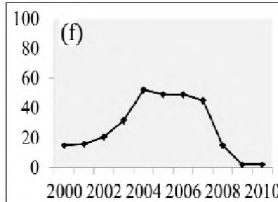
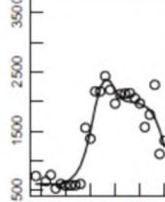
Metoda VCF (VCF-based Change Analysis – VCA) poate fi utilizată la determinarea traiectoriilor posibile ale procentului de acoperire a pădurii cu oricare dintre produsele satelitare existente (Song et al. 2014). Algoritmul utilizat a fost implementat pe produsul MODIS VCF și apoi testat/validat cu imagini Landsat.

Algoritmul VCA pleacă de la o bază teoretică cunoscută, potrivit căreia „distorbanțele la scară mare sunt fenomene rare pentru o zonă relativ întinsă într-o perioadă scurtă de timp”. În aceste condiții, erorile măsurărilor repetate sunt distribuite cf. distribuției normale, în timp ce valorile extreme/exceptionale (*‘outliers’*) (cele de interes pentru studiul de față) urmează distribuția χ^2 . După calculul varianței interanuale a fiecărui pixel, analiza distribuției acestora și alegerea pragului de probabilitate asociat pixelilor candidați la degradare, se aplică ajustarea statistică a seriilor de timp și identificarea tipului de curbă asociată. Avantajul metodei este legat de puterea/timpul de procesare, mult mai redus comparativ cu cel al unei imagini întregi.

Ajustarea trendurilor per pixel (logistică, în varianta originală) permite identificarea tipurilor de trenduri (per pixel), prezente și în alte lucrări (Potapov et al. 2015) și asociate pierderilor/câștigurilor de pădure (Tabelul 3.3), care cumulate furnizează zonele afectate de degradare de pe produsele satelitare. O alternativă la această ajustare o constituie curbele spline pătratică (*constrained quadratic B-splines*) (Moisen et al. 2016). Între avantajele utilizării acestei metode se pot menționa: rezultate robuste, simplitate de calcul (inclusiv raportat la puterea de calcul necesară), posibilitate de aplicare la scară mare (începând cu cea globală), identificare de schimbări graduale, abrupte, aplicabilitate independentă de senzor (Song et al. 2014).

Tabelul 3.3 Trenduri per pixel și relația cu distorbanțele

#	Potapov et al. (2015)	Song et al. (2014)	Moisen et al. (2016)
	(1)	(2)	(3)
1	 A (suprafață non-pădure persistentă)		 Condiții de creștere stabile

2	 (pădure persistentă)		
3	 („câștig” –C– de pădure)		 Disturbante cu manifestare lentă (de ex. secetă, atacuri de insecte, boli)
4	 (pierdere –P– de pădure)		 Pierdere de pădure
5	 (P urmat de C)		
6	 (P–C–P)		 Două evenimente disturbante în intervalul considerate
7	 (C–P–C)		 Reducere rapidă a coronamentului (de ex. datorită tăierilor sau incendiilor)

Notă. Abscisa graficelor din coloanele 1–2 reprezintă gradul de acoperire a coronamentului, în timp ce în coloana 3 valori ale indicilor de vegetație/benzilor Landsat utilizate.

Pentru intervalele comune de timp (2000–2014), rezultatele unei analize bazate pe VCF pot fi comparate/calibrate cu cele obținute prin utilizarea de produse Landsat (Hansen et al. 2013, Sexton et al. 2013), cu o disponibilitate globală (inclusiv la nivelul României) și o rezoluție spațială mai fină.

Utilizarea VCF alături de algoritmul VCA (Song et al. 2014) permite identificarea schimbărilor continue în acoperirea terenului (inclusiv până la o rezoluție sub-pixel), respectiv poate captura schimbări subtile/pe termen lung (ex. degradarea pădurii). Acestea nu prezintă semnături spectrale pe termen scurt, însă trendurile pe termen mai lung pot permite astfel de estimări. Aceasta este în acord și cu definiția degradării pădurii bazată pe acoperirea terenului (care trebuie caracterizată prin variabile biofizice continue). De asemenea, metoda este suficient de flexibilă pentru a captura scări inter-anuale ale variației.

Pe baza definițiilor prezentate mai sus și a trendurilor prezentate în Tabelul 3.3, s-au propus criteriile de identificare a despăduririi și degradării (Tabelul 3.4).

Tabelul 3.4 Criterii de identificare a ecosistemelor forestiere degradate

Nr. crt.	Criteriu	Valoare/trend al seriei de valori	Clasa de degradare
1	Transformarea pădurii în altă categorie de folosință	–	despădurit
2	Gradul de acoperire a coronamentului	Trend #4,6,7 și nedespădurire	degradat
3	Gradul de acoperire a coronamentului	Trend #1,2,3,5	nedeegradat

3.3.3.2. Validarea cartării degradării

Baze teoretice. Validarea este definită ca „o suită de tehnici pentru determinarea calității unei anumite hărți” (Strahler et al., 2006). Oricare ar fi acestea, erorile trebuie asumate, o hartă absolut corectă, din perspectivele tuturor utilizatorilor ei, fiind imposibilă (Brown et al., 1999).

Tehnicile de validare se bazează pe eșantionare statistică și presupun estimarea diferitor parametri ai preciziei hărții, precum erorile de omitere și comisie. Aceștia pot fi calculați pentru întreaga hartă, pentru diferitele categorii ale acesteia sau pentru anumite zone, având în vedere variabilitatea spațială a preciziei. Estimarea preciziei se bazează pe un set de reguli care să compare valorile reale, din teren, cu cele determinate, ale hărții, unitatea fundamentală a analizei fiind reprezentată de pixel (Strahler et al., 2006).

Eșantionajul. Unitățile de eșantionare—definite înaintea de proiectarea eșantionajului—utilizate în determinarea preciziei unei hărți pot fi de două tipuri: punctiforme și sub formă de suprafețe cu diverse forme, diverse mărimi—de ex. blocuri de pixeli sau poligoane, în cazul produselor cu rezoluție mare (de ex. MODIS) fiind recomandate blocurile de minim 3x3 pixeli (Stehman and Wickham, 2011).

Numărul de eșantioane necesar se poate determina pe baza teoriei probabilităților (Rossiter, 2004), fie folosind distribuția binomială:

$$N = \frac{Z^2(p)(q)}{E^2}$$

unde: N – mărimea eșantionului, $Z = 2(\sigma)$ acoperind 95.4% din imagine, p – precizia așteptată la nivelul întregii hărți, $q = 100 - p$, E – eroarea permisă, fie distribuția multinomială:

$$N = \frac{B \Pi_i (1 - \Pi_i)}{b_i^2}$$

unde: N – mărimea eșantionului, Π_i – proporția unei populații în clasa i dintr-un total de k clase (aproxiată de 50%), b_i – precizia dorită a clasei, $B = (\alpha/k) \cdot a$ 100 percentilă dintr-o distribuție χ^2 cu 1 grad de libertate, k – numărul de clase.

Eșantionajul de teren. Având în vedere faptul că perioada acoperită de produsele satelitare acoperă doar perioada 2000–2013, eșantionajul pe teren trebuie realizat cu precauție, în sensul identificării stării zonei eșantionate (ZE) la finalul perioadei de analiză (2013). Având în vedere că regiunea suport este una mare, validările se vor baza majoritar pe imagini de înaltă rezoluție, disponibile gratuit prin intermediul Google Earth (Sarmiento 2015). În acest sens, va trebui bine documentat istoricul, pentru a avea o clasificare precisă la momentul final (de ex. în ceea ce privește clasa despădurit). Acolo unde se vor efectua observații în teren, acestea vor fi însoțite de fotografii și de coordonatele GSP ale punctelor observate.

Precizia hărții. Aprecierea preciziei se realizează cu ajutorul matricei de confuzie (sau de eroare), aceasta prezentând o comparație între rezultatele obținute prin clasificare și reprezentarea acestora la sol, din locațiile stabilite pentru testare. Cazurile corecte se regăsesc pe diagonala principală a matricei, în timp ce toate celelalte reprezintă cazurile eronate.

Cele două tipuri de erori care pot apărea sunt denumite erori de omitere și erori de comitere. Erorile de comitere se înregistrează atunci când pixelii asociați unei clase sunt identificați incorect, ca aparținând altei clase. Erorile de omitere se înregistrează atunci când pixelii care ar fi trebuit identificați aparținând unei anumite clase nu sunt prezenți (nu au fost identificați).

Precizia hărții (generală sau per clasă) reprezintă gradul (procentul) de concordanță al unei hărți cu realitatea și se calculează ca proporție între numărul pixelilor identificați corect și suma tuturor pixelilor analizați. Precizia producătorului (generală sau per clasă) reprezintă numărul pixelilor identificați corect ca aparținând categoriei respective și numărul total de pixeli care aparțin acelei categorii în imagine. Precizia utilizatorului (generală sau per clasă) reprezintă numărul pixelilor clasificați corect și numărul total de pixeli care aparțin unei categorii în imagine.

Un exemplu de estimare a preciziei este prezentat în continuare (Fig. 3.5).

Clase	Clasa 1T	Clasa 2T	Clasa 3T	Total
Clasa 1I	20	2	5	$\sum \text{Clasa 1I} = 27$
Clasa 2I	7	18	3	$\sum \text{Clasa 2I} = 28$
Clasa 3I	8	2	50	$\sum \text{Clasa 3I} = 60$
	$\sum \text{Clasa 1T} = 35$	$\sum \text{Clasa 2T} = 22$	$\sum \text{Clasa 3T} = 58$	115

Fig. 3.5 Matrice de confuzie (verde – cazurile corecte, albastru – erori de comitere, roz – erori de omitere)

$$\text{Precizia generală} = (\text{Clasa 1IT} + \text{Clasa 2IT} + \text{Clasa 3IT})/N = (20+18+50)/115 = 0,77$$

$$\text{Eroarea de comitere/Clasa 1} = (\text{Clasa 2IT} + \text{Clasa 3IT})/\sum \text{Clasa 1T} = (7+8)/35 = 0,43$$

$$\text{Eroarea de omitere/Clasa 1} = (\text{Clasa 1I2T} + \text{Clasa 1I3T})/\sum \text{Clasa 1I} = (2+5)/27 = 0,26$$

$$\text{Precizia producătorului/Clasa 1} = \text{Clasa 1IT}/\sum \text{Clasa 1T} = 20/35 = 0,57$$

$$\text{Precizia utilizatorului/Clasa 1} = \text{Clasa 1IT}/\sum \text{Clasa 1I} = 20/27 = 0,74$$

Validarea cartării. Pe considerente de reproductibilitate și importanță globală, validarea se poate realiza ținând cont de metodologia FAO de evaluare a utilizării și schimbării acoperirii terenurilor (FAO and SDSU, 2009), în puncte din rețeaua de teledetecție a FAO, această opțiune fiind una utilizată în studiile de specialitate (Song et al., 2015) sau în estimări globale (Lindquist et al., 2012).

La nivel global rețeaua include 13698 de puncte, amplasate la intersecția fiecărui grad de latitudine/longitudine, fiecărui punct fiindu-i asociată o suprafață de eșantionare de formă pătrată, cu latura de 10 km. Pentru estimări temporale sunt utilizate imagini Landsat din colecția Global Landsat Survey – GLS), un set de imagini ortorectificate și cu un nivel redus de acoperire a norilor, disponibile la nivel global, pentru cinci perioade (1975, 1990, 2000, 2005, 2010) (Gutman et al., 2013).

În cazul României, rețeaua FAO include 33 de puncte (Fig. 3.6 Distribuția spațială a rețelei de eșantionare (în albastru: suprafețe de eșantionare din rețeaua de teledetecție a FAO la nivelul României, punctele reprezintă rețeaua de 8x8 km)). În plus, pentru determinarea preciziei celor două clase ale hărții (despădurit, degradat) s-a generat o rețea de 8x8 km la nivelul întregii țări, din care se vor extrage în vederea fotointerpretării doar punctele aflate în fond forestier. Pentru poligoanele rezultate din MODIS VCF, interpretarea se va realiza în blocuri de câte 3x3 pixeli (56.25 ha).

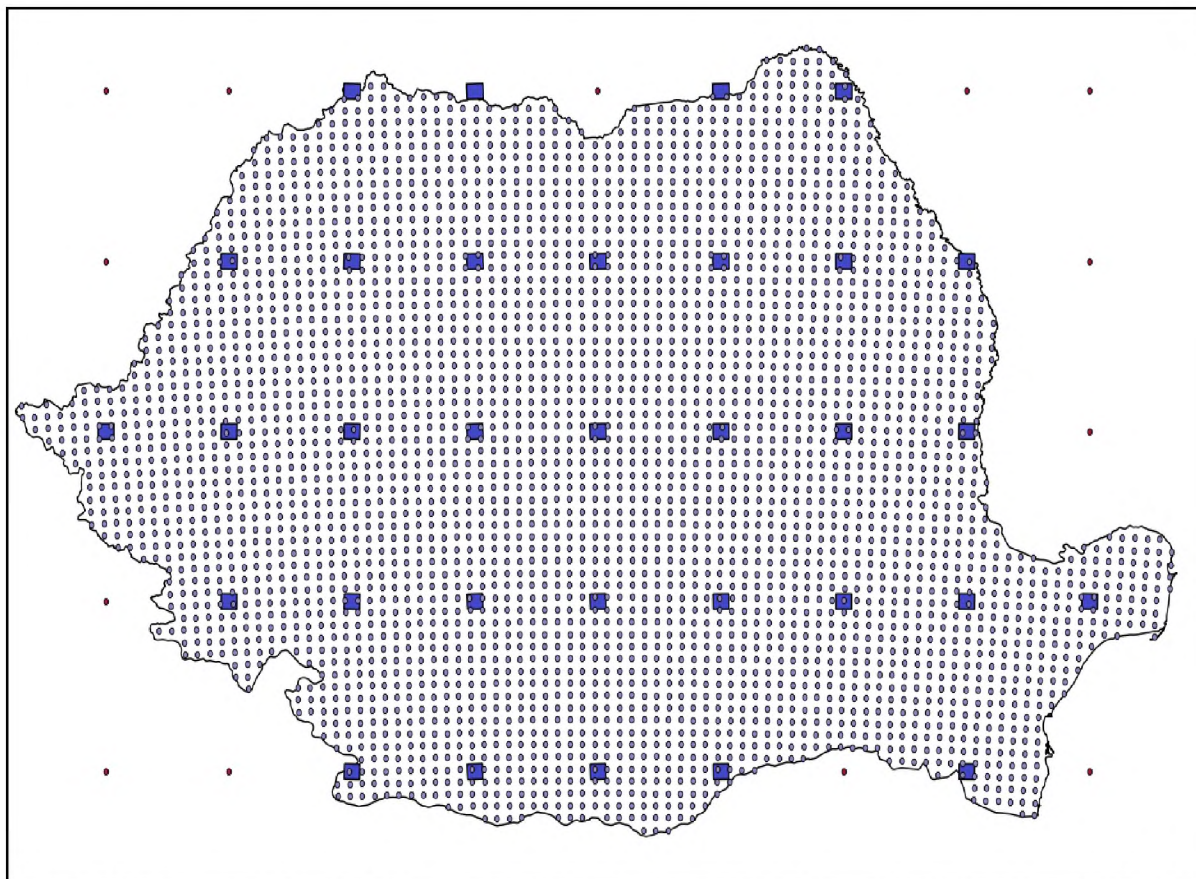


Fig. 3.6 Distribuția spațială a rețelei de eșantionare (în albastru: suprafețe de eșantionare din rețeaua de teledetecție a FAO la nivelul României, punctele reprezintă rețeaua de 8x8 km).

În vederea fotointerpretării poligoanelor rezultate din analizele bazate pe produse satelitare se vor utiliza imagini Landsat (GLS) și Google Earth (GE). Dintre posibilitățile de configurare a unei interfețe în GE, necesară pentru stocarea elementelor derivate din fotointerpretare, se poate alege aplicația Open Foris Collect (Bey et al. 2016), care rulează în interiorul GE prin intermediul aplicației Collect Earth 1.1.1. Ambele sunt Open Source și recomandate de FAO pentru aplicații legate de dinamica terenului. În afara caracteristicilor solicitate prin formular, aplicația furnizează în mod implicit și o serie de alte caracteristici: sistemul de referință utilizat, coordonatele centroidelor poligoanelor fotointerpretate, numele operatorului care a asigurat fotointerpretarea, data efectuării fotointerpretării, precum și alte caracteristici suplimentare, dorite de utilizator, care se pot estima prin fotointerpretare.

Pentru fiecare dintre clasele finale ale hărților (despădurire, degradare) se vor calcula toate *mps*-urile preciziei enumerate anterior (precizia globală, a producătorului și a utilizatorului, precum și erorile de comitere și omitere).

3.4. Studiu de caz

3.4.1. Localizare. Produse GIS și satelitare utilizate

Testarea metodelor propuse mai sus s-a realizat la nivelul unei unități de producție (U.P. 5) din Ocolul silvic Valea Sadului, Direcția silvică Sibiu. Suprafața totală a zonei pilot este de 4,132.4 ha.

Deoarece degradarea pădurii este un proces subtil, produsele utilizate trebuie să fie capabile să furnizeze o definiție a pădurii explicită, eventual la diferite rezoluții (mărime a pixelului), precum și informații asupra degradării pe perioade de timp continue și cât mai lungi. Pentru procesarea rezultatelor vor fi necesare produsele satelitare care să răspundă cerințelor de mai sus, precum și o serie de date vectoriale, ce vor fi utilizate în scopuri de raportare statistică a rezultatelor. Între acestea se menționează: hărți ale unităților forestiere administrative (direcții silvice, ocoale silvice, unități de producție, unități amenajistice), ale tipurilor de ecosisteme, harta pădurilor virgine (Pinmatra 2005/16), model digital al terenului (SRTM 30 m). Lista utilizată în studiul de față este prezentată în Tabelul 3.5.

Tabelul 3.5 Lista produselor satelitare

Nr. crt.		Rezoluție spațială (m)	Perioada analizată
Produs satelitar/GIS			
1	MODIS VCF	250	2000–2013
2	Landsat (Hansen)	30	2000–2013
3	Harta folosinței terenurilor (APIA)	–	2013
4	Harta amenajistică a pădurilor	–	2015

VCF MODIS (MOD44B, V51). A fost inclus în testare datorită seriei lungi de timp disponibilă (2000–2013) și a faptului că descrie în mod direct un parametru (gradul de acoperire a

coronamentului) inclus în definițiile internaționale acceptate (FAO 2012). Principalul dezavantaj îl constituie rezoluția spațială (250 m), superioară altor produse satelitare utilizate.

Landsat (Hansen et al. 2013). Este setul de date utilizat (și actualizat) al acoperirii pădurii la nivel global, pe bază de imagini Landsat (suprafața totală inventariată în urma studiului a fost de 128.8 Mkm²; analiză a utilizat Google Earth – Landsat 4, 5, 7, 8 din arhiva USGS Earth Resources Observation and Science pentru validarea rezultatelor obținute din analizele multitemporale ale seriilor de imagini). Produsul furnizează direct zonele de interes (pierderile de pădure, echivalentul aproximativ al despăduririi/degradării; acesta nu diferențiază între pierderi datorate aplicării unor măsuri de silvicultură și cele ce se vor solda cu despădurirea).

Despădurirea și degradarea la nivelul zonei studiate au fost determinate după cum urmează.

1. Despădurirea a fost calculată ca schimbare a categoriei de folosință a terenului în 2013 (APIA, Fig. 3.7), comparativ cu suprafața acoperită de pădure în anul 2000. Definiția pădurii (2000) s-a bazat pe produsul Landsat care cuantifică gradul de acoperire a coronamentului (*tree canopy cover*), pornind de la un prag de 10%.
2. Degradarea s-a calculat ca sumă a valorilor rezultate în urma aplicării trendurilor per pixel produsului MODIS, respectiv rezultate din produsul Landsat. Pentru a nu exista confuzie cu suprafețele despădurite, acestea au fost scăzute din rezultatul final.

Pentru perioada analizată (2000–2013), suprafața totală despădurită a fost de 205.2 ha (5% din suprafața U.P.) (Fig. 3.8). Principala utilizare a terenului rezultată în urma defrișării a fost în pășuni (56% din totalul suprafeței despădurite), urmată de terenul arabil (34.2%). Celelalte categorii de utilizare a terenului (terenuri neproductive, construcții, locuințe, drumuri) au înregistrat procente reduse.

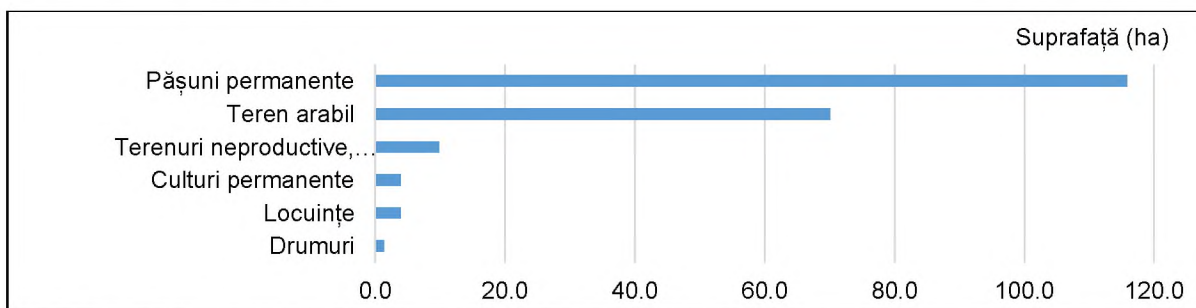


Fig. 3.8 Suprafețele categoriilor de utilizare a terenului transformate din pădure

În urma utilizării produsului MODIS au rezultat 37.5 ha incluse inițial în categoria degradare; cu toate acestea, după analiza per pixel, toate s-au suprapus cu zone care au figurat mai sus, la categoria despădurire (Fig. 3.9). Produsul Landsat a furnizat o suprafață totală de 26.6 ha de păduri degradate, fără ca acestea să includă conversii în alte categorii de utilizare a terenului (Fig. 3.10). Cu toate acestea, având în vedere rezoluția spațială a acestuia, se poate considera și că aceste valori pot fi aferente unor suprafețe parcurse cu lucrări silvice prevăzute în amenajament. Având în vedere numărul redus de suprafețe identificate prin cele două produse, nu au mai fost calculați parametri de precizie ai hărților.

3.5. Concluzii și recomandări

Reconstrucția/refacerea/reabilitarea ecosistemelor forestiere este un domeniu cu abordări noi, în strânsă legătură cu schimbările climatice, cu biodiversitatea și cu serviciile ecosistemice. La nivel internațional nu există definiții unanim acceptate cu privire la degradarea pădurilor, însă cele mai multe, inclusiv abordarea din silvicultura românească, utilizează gradul de acoperire a coronamentului în vederea evaluării, util în special în metodele bazate pe teledetecție.

Beneficiind de avantajul aplicării unei metodologii unitare, cele mai multe aplicații formulează evaluări bazate pe teledetecție la diferite nivele de rezoluție (global, regional, național, landșaft). În metodologiile mai complexe existente, criteriul coronamentului este completat de o serie de alți factori, majoritatea indicatori ai unei gestionări durabile a pădurilor.

Fenomenul de degradare a pădurilor necesită o abordare mai complexă (multivariată) decât cea cu care domeniul silvic din România este obișnuit (reconstrucția arboretelor – prin tehnici silvice sau, pentru cazurile extreme, a terenurilor degradate – prin ameliorații silvice), în care să fie incluse și evaluări ale biodiversității sau exercitării diferitelor servicii ecosistemice.

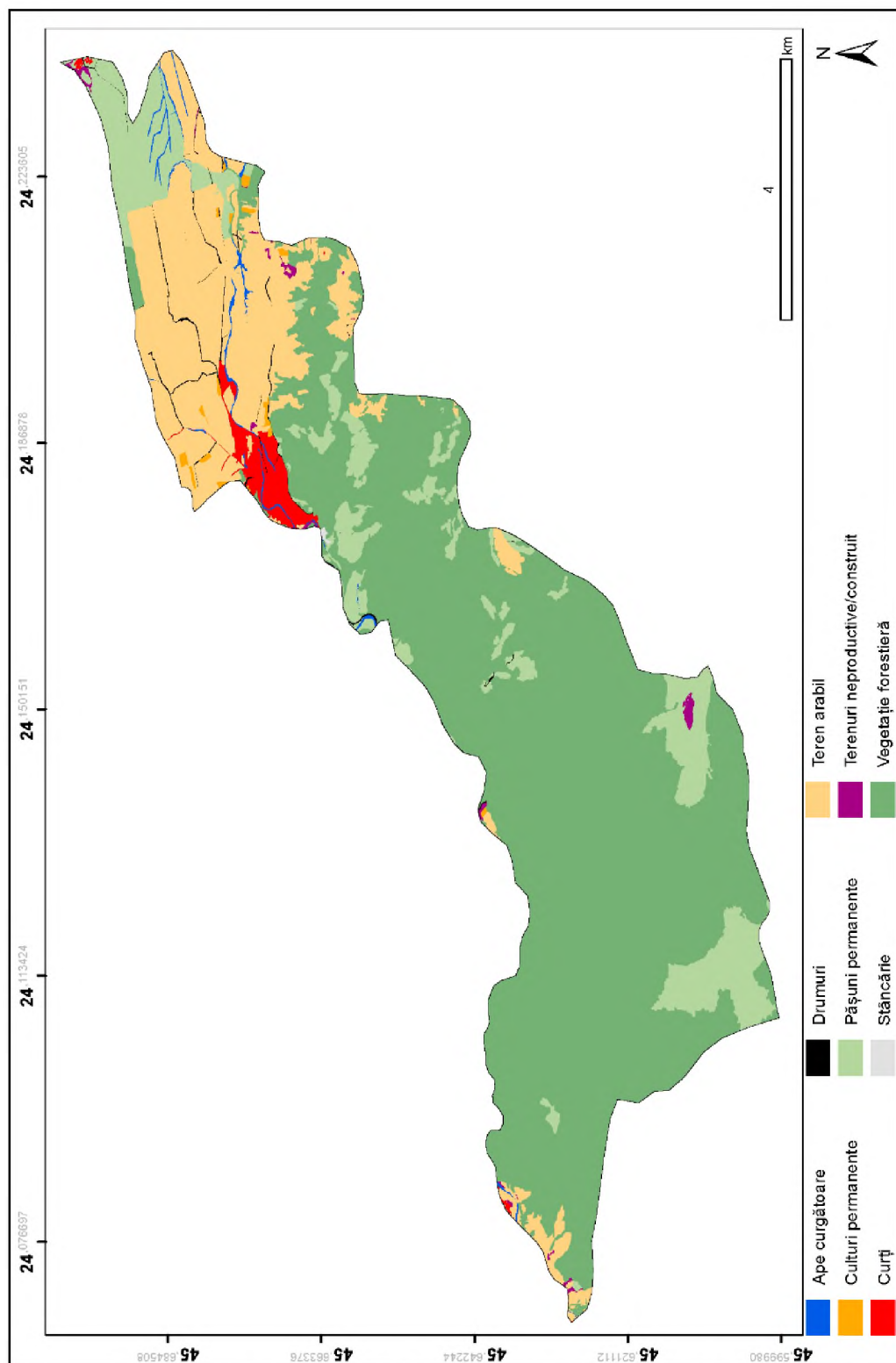


Fig. 3.7 Harta utilizării terenurilor (U.P. 5, Ocolul silvic Valea Sadului, Direcția silvică Sibiu)

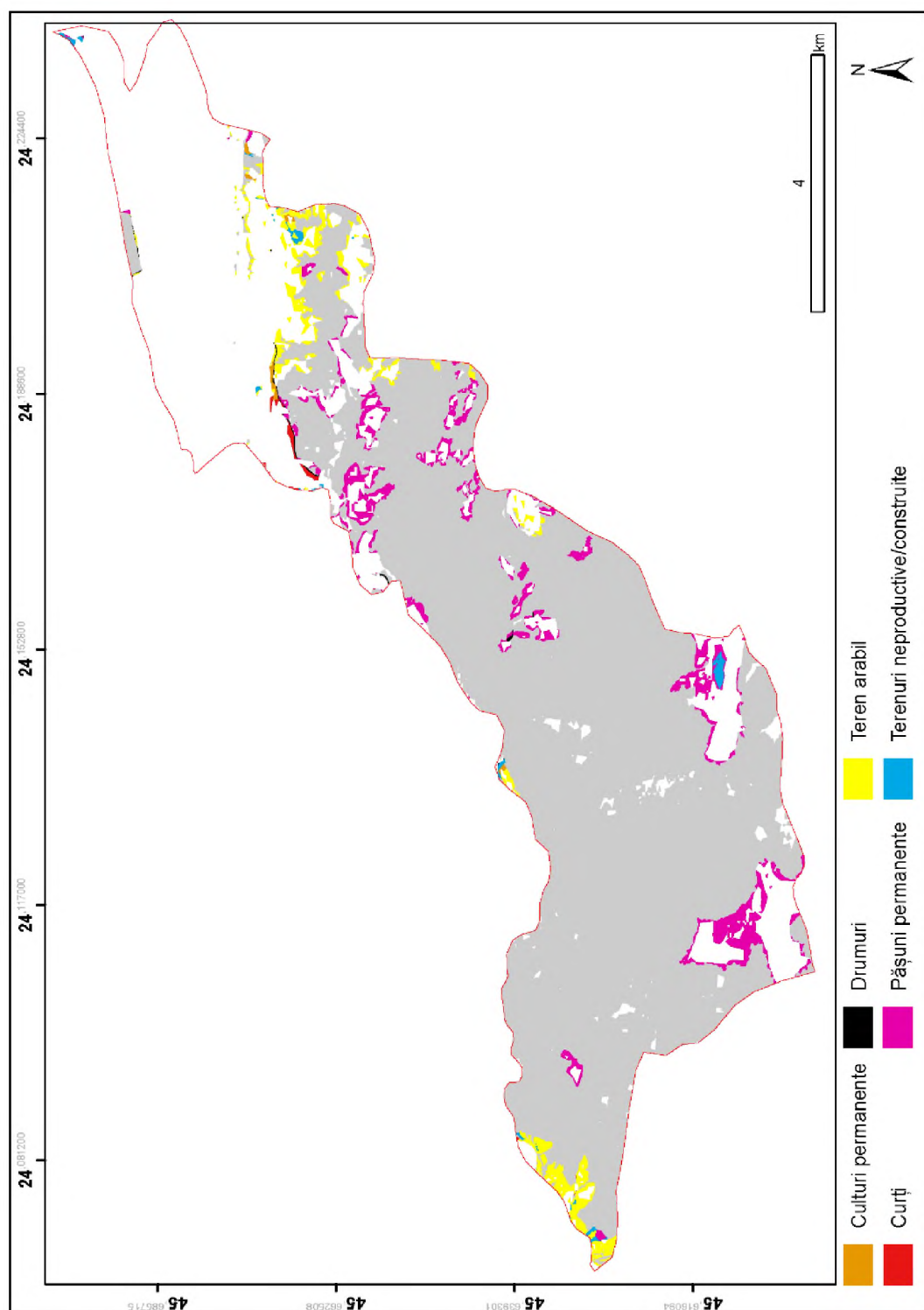
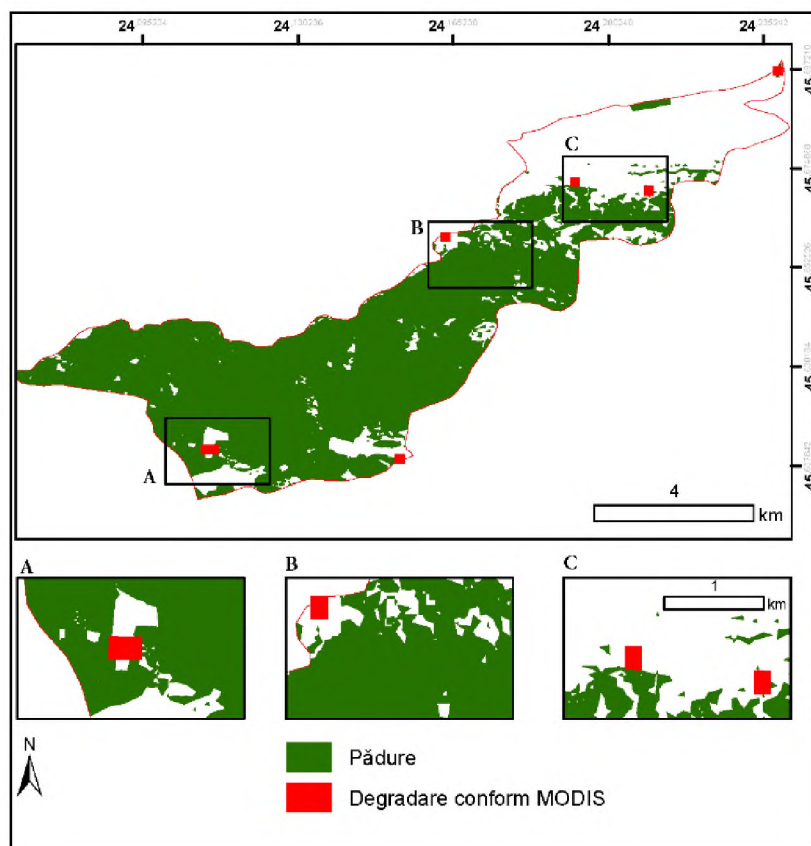


Fig. 3.9 Harta despăduririi (U.P. 5, Ocolul silvic Valea Sadului, Direcția silvică Sibiu), cu menționarea categoriilor de utilizare a terenului rezultate



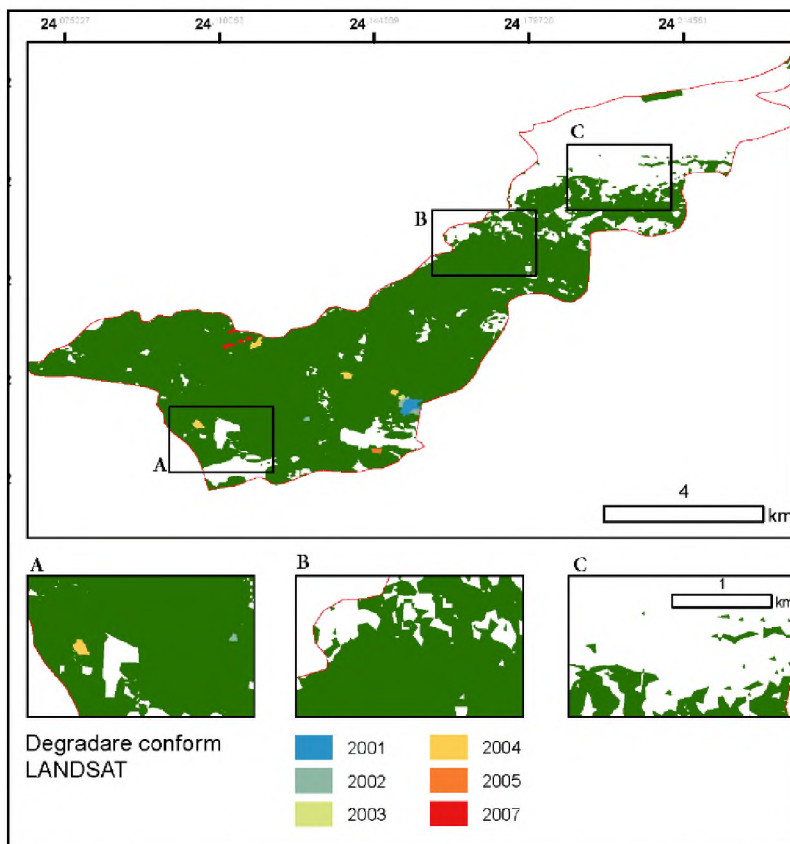


Fig. 3.10 Harta degradării (U.P. 5, Ocolul silvic Valea Sadului, Direcția silvică Sibiu)

Produsul VCF MODIS (MOD44B, V51) descrie gradul de acoperire a coronamentului (GAC) și poate fi utilizat pentru estimarea degradării, deoarece se pot aplica definițiile existente la nivel internațional. Limitările sunt date de rezoluție (250 m) și anumite estimări la valorile extreme ale GAC. Calculului pierderii GAC pe o anumită perioadă îi trebuie preferată metoda de analiză per pixel, care furnizează rezultate mai bune. Produsele satelitare similare existente (Hansen et al. 2013, Sexton et al. 2013) pot fi utilizate cu succes în determinarea despăduririi, prin diferență cu o hartă a utilizării terenurilor.

Disponibilitatea hărților amenajistice îmbunătățește și clarifică rezultatul evaluării (în condițiile existenței bazei de date cu informații amenajistice, de exemplu referitor la consistență sau la lucrările efectuate/propuse prin amenajament).

Bibliografie

- Aerts, R., Honnay, O., 2011. Forest restoration, biodiversity and ecosystem functioning. BMC Ecol. 11, 29. doi:10.1186/1472-6785-11-29
- Anonymous, 1976. Programul national pentru conservarea si dezvoltarea fondului forestier ofera largi posibilitati de activitate pentru fiecare silvicultor. Rev. Padurilor-Ind. Lemn. Ser. Silvic. Si Exploatarea Padurilor.

- Asner, G.P., Knapp, D.E., Balaji, A., Paez-Acosta, G., 2009. Automated mapping of tropical deforestation and forest degradation: CLASlite. *J. Appl. Remote Sens.* 3, 033543–033543–24. doi:10.1117/1.3223675
- Benayas, J.M.R., Newton, A.C., Diaz, A., Bullock, J.M., 2009. Enhancement of biodiversity and ecosystem services by ecological restoration: a meta-analysis. *science* 325, 1121–1124.
- Brown, J.F., Loveland, T.R., Ohlen, D.O., Zhu, Z.-L., 1999. The global land-cover characteristics database : The users' perspective. *Photogramm. Eng. Remote Sens.* 65, 1069–1074.
- Ciccicarese, L., Mattsson, A., Pettenella, D., 2012. Ecosystem services from forest restoration: thinking ahead. *New For.* 43, 543–560.
- Ciortuz, I., 1985. Ameliorații silvice. Editura Ceres.
- Costandache, C., 2004. Cercetări privind regenerarea sub masiv și introducerea la adăpostul masivului a unor specii autohtone valoroase, în arborete apropiate de exploatabilitate, de pe terenuri degradate. *Analele ICAS* 57, 63–81.
- Damian, I., 1978. Impaduriri [Afforestations]. Ed. Didact. Și Pedagog. București.
- Drăgoi, M., Cîrnu, M., 2016. Plata serviciilor ecosistemice: context legal și metode consacrate de evaluare, cu aplicație la păduri. *Bucov. For.* 16, 95–106.
- FAO, 2012. FRA 2015 Terms and definitions, Forest Resources Assessment Working Paper 180. The Forest Resources Assessment Programme.
- FAO, 2002. Proceedings: Second Expert Meeting on Harmonizing Forest-related Definitions for Use by Various Stakeholders. Rome,. 11–13 September 2002, WMO/ IPCC/CIFOR/FAO/IUFRO/UNEP. Rome.
- FAO, 2001. Global Forest Resources Assessment FRA 2000 – Main report. Rome.
- FAO, J., SDSU, U., 2009. The 2010 global forest resources assessment remote sensing survey: an outline of the objectives, data, methods and approach. *For. Resour. Assess. Work. Pap.* 155.
- Ghazoul, J., Burivalova, Z., Garcia-Ulloa, J., King, L.A., 2015. Conceptualizing Forest Degradation. *Trends Ecol. Evol.* 30, 622–632. doi:10.1016/j.tree.2015.08.001
- Gutman, G., Huang, C., Chander, G., Noojipady, P., Masek, J.G., 2013. Assessment of the NASA-USGS Global Land Survey (GLS) datasets. *Remote Sens. Environ.* 134, 249–265. doi:10.1016/j.rse.2013.02.026
- Hansen, M.C., Potapov, P.V., Moore, R., Hancher, M., Turubanova, S.A., Tyukavina, A., Thau, D., Stehman, S.V., Goetz, S.J., Loveland, T.R., Kommareddy, A., Egorov, A., Chini, L., Justice, C.O., Townshend, J.R.G., 2013. High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change. *Science* 342, 850–853. doi:10.1126/science.1244693
- IFN, 2016. Vegetația forestieră – Definiții.
- Institutul Național de Statistică, 2017. Baza de date Tempo Online.
- IPCC, 2003. Good Practice Guidance on Land Use, Land-Use Change and Forestry. Eggleston, H.S., Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T. and Tanabe, K. (eds.). National Greenhouse Gas Inventories Programme. Institute for Global Environmental Strategies (IGES). Japan.

- ITTO, 2005. Revised ITTO Criteria and Indicators for the Sustainable Management of Tropical Forests Including the Reporting Format. ITTO Policy Development Series No 15. Yokohama.
- ITTO, 2002. Guidelines for the Restoration, Management and Rehabilitation of Degraded and Secondary Tropical Forests. ITTO Policy Development Series No. 13. Yokohama.
- Jørgensen, D., 2013. Ecological restoration in the Convention on Biological Diversity targets. *Biodivers. Conserv.* 22, 2977–2982. doi:10.1007/s10531-013-0550-0
- Joseph, S., Murthy, M.S.R., Thomas, A.P., 2010. The progress on remote sensing technology in identifying tropical forest degradation: a synthesis of the present knowledge and future perspectives. *Environ. Earth Sci.* 64, 731–741. doi:10.1007/s12665-010-0893-8
- Lammerant, Johan, Richard Peters, Mark Snethlage, Ben Delbaere, Ian Dickie, Guy Whiteley, 2013a. Implementation of 2020 EU Biodiversity Strategy: Priorities for the restoration of ecosystems and their services in the EU. Report to the European Commission.
- Lammerant, Johan, Richard Peters, Mark Snethlage, Ben Delbaere, Ian Dickie, Guy Whiteley, 2013b. Implementation of 2020 EU Biodiversity Strategy: Priorities for the restoration of ecosystems and their services in the EU. Report to the European Commission.
- Lindquist, E.J., D’Annunzio, R., Gerrand, A., MacDicken, K., Achard, F., Beuchle, R., Brink, A., Eva, H.D., Mayaux, P., San-Miguel-Ayanz, J., others, 2012. Global forest land-use change 1990–2005. FAO/JRC.
- Millennium Ecosystem Assessment, 2005. Ecosystems and human well-being. Wash. DC.
- Pickett, S.T.A., White, P.S., 1985. The ecology of natural disturbance and patch dynamics. Academic Press.
- Potapov, P.V., Turubanova, S., Tyukavina, A., Krylov, A., McCarty, J., Radeloff, V., Hansen, M., 2015. Eastern Europe’s forest cover dynamics from 1985 to 2012 quantified from the full Landsat archive. *Remote Sens. Environ.* 159, 28–43.
- Rossiter, D.G., 2004. Technical Note: Statistical methods for accuracy assesment of classified thematic maps. Enschede NL Int. Inst. Geo-Inf. Sci. Earth Obs. ITC URL [Httpwww Itc NlpersonalrossiterteachRRac Pdf 25](http://www.itc.nl/personalrossiter/teachRRacPdf25), 107.
- Schoene, D., Killmann, W., von Lupke, H., Wilkie, M.L., 2007. Definitional issues related to reducing emissions from deforestation in developing countries.
- Simula, M., 2009. Towards defining forest degradation: comparative analysis of existing definitions. Rome (Italy), 8–10 September 2009. FAO.
- Song, X.-P., Huang, C., Saatchi, S.S., Hansen, M.C., Townshend, J.R., 2015. Annual Carbon Emissions from Deforestation in the Amazon Basin between 2000 and 2010. *PLOS ONE* 10, e0126754. doi:10.1371/journal.pone.0126754
- Souza Jr., C., Firestone, L., Silva, L.M., Roberts, D., 2003. Mapping forest degradation in the Eastern Amazon from SPOT 4 through spectral mixture models. *Remote Sens. Environ.* 87, 494–506. doi:10.1016/j.rse.2002.08.002

- Souza, J., Siqueira, J.V., Sales, M.H., Fonseca, A.V., Ribeiro, J.G., Numata, I., Cochrane, M.A., Barber, C.P., Roberts, D.A., Barlow, J., 2013. Ten-Year Landsat Classification of Deforestation and Forest Degradation in the Brazilian Amazon. *Remote Sens.* 5, 5493–5513. doi:10.3390/rs5115493
- Stanturf, J.A., 2005. What is forest restoration?, in: *Restoration of Boreal and Temperate Forests*, CRC Press, Boca Raton. pp. 3–11.
- Stanturf, J.A., Palik, B.J., Williams, M.I., Dumroese, R.K., Madsen, P., 2014. Forest Restoration Paradigms. *J. Sustain. For.* 33, S161–S194. doi:10.1080/10549811.2014.884004
- Stehman, S.V., Czaplewski, R.L., 1998. Design and analysis for thematic map accuracy assessment: fundamental principles. *Remote Sens. Environ.* 64, 331–344.
- Stehman, S.V., Wickham, J.D., 2011. Pixels, blocks of pixels, and polygons: Choosing a spatial unit for thematic accuracy assessment. *Remote Sens. Environ.* 115, 3044–3055. doi:10.1016/j.rse.2011.06.007
- Strahler, A.H., Boschetti, L., Foody, G.M., Friedl, M.A., Hansen, M.C., Herold, M., Mayaux, P., Morissette, J.T., Stehman, S.V., Woodcock, C.E., 2006. Global land cover validation: Recommendations for evaluation and accuracy assessment of global land cover maps. *Eur. Communities Luxemb.* 51.
- Teodosiu, M., 2014. Naturalitatea pădurii: concepte, caracteristici și implicații asupra conservării.
- Thompson, I.D., Guariguata, M.R., Okabe, K., Bahamondez, C., Nasi, R., Heymell, V., Sabogal, C., 2013. An Operational Framework for Defining and Monitoring Forest Degradation. *Ecol. Soc.* 18.
- Torres–Nachón, C., 2016. Comparing Legal Notions of Deforestation and Forest Degradation: A Brief Review of International Agreements and National Forest Legislations in the context of REDDs.
- UNFCCC, 2006. Background paper for the workshop on reducing emissions from deforestation in developing countries, August 2006, Rome, Italy. Part I. Scientific, socio-economic, technical and methodological issues related to deforestation in developing countries Working paper No.1 (a).
- Van der Werf, G.R., Morton, D.C., DeFries, R.S., Olivier, J.G., Kasibhatla, P.S., Jackson, R.B., Collatz, G.J., Randerson, J.T., 2009. CO2 emissions from forest loss. *Nat. Geosci.* 2, 737–738.