

Universitatea „Ștefan cel Mare” din Suceava

Facultatea de Silvicultură

Rezumat

Evaluarea biodiversității potențiale în arborete de amestec din nordul Carpaților Orientali

CONDUCĂTOR ȘTIINȚIFIC:

Prof. univ. dr. ing. Radu Leontie CENUȘĂ

AUTOR: Mihai Cătălin BURLUI

Cuprins

1. Introducere.....	3
2. Scop și obiective.....	3
2.1. Scopul lucrării	3
2.2. Obiectivele lucrării.....	4
3. Stadiul actual al cunoștințelor în evaluarea biodiversității potențiale a ecosistemelor forestiere.....	4
3.1. Biodiversitatea. Terminologie și definiții	4
3.2. Evaluarea biodiversității pădurilor cu ajutorul indicatorilor.....	6
3.3. Evaluarea biodiversității pădurilor cu ajutorul Indicelui Biodiversității Potențiale	7
3.3.1. Diversitatea specifică a arboretelor.....	8
3.3.2. Stratificarea verticală a vegetației	10
3.3.3. Lemnul mort.....	11
3.3.4. Arbori în viață de mari dimensiuni	12
3.3.5. Arbori purtători de microhabitate	13
3.3.6. Zonele deschise din interiorul pădurii	15
3.3.7. Continuitatea în timp a pădurii	17
3.3.8. Habitatele acvatice	17
3.3.9. Habitatele cu stâncării.....	18
4. Material și metodă	19
4.1. Locul cercetărilor	19
4.2. Colectarea informațiilor	22
4.3. Calculul IBP	25
5 Rezultate și discuții	27
5.1. Caracterizarea zonei de studiu cu ajutorul distribuțiilor experimentale ...	27
5.1.1. Relieful.....	27
5.1.1.1. Altitudinea.....	27
5.1.1.2. Expoziția	28
5.1.1.3 Înclinarea.....	29

5.1.2. Structura arboretului	30
5.1.2.1. Compoziția.....	30
5.1.2.2. Structura pe diametre	30
5.1.2.3. Consistența	32
5.1.2.4. Tipul de ecosistem	33
5.2 Variația diferitelor componente ale biodiversității	36
5.2.1 Factori dependenți de managementul forestier.....	36
5.2.1.1 Stratificarea verticală a vegetației.....	36
5.2.1.2 Diversitatea specifică.	40
5.2.1.3 Arbori în viață de mari dimensiuni.	43
5.2.1.4 Lemnul mort aflat la suprafața solului.....	47
5.2.1.5 Lemnul mort pe picior	50
5.2.1.6 Arbori purtători de microhabitate	52
5.2.1.7 Zone deschise.....	65
5.2.2. Factori staționali.....	65
5.2.2.1. Continuitatea în timp a pădurii	65
5.2.2.2. Habitatele acvatice	66
5.2.2.3. Zonele cu stâncării	67
5.3. Variația indicelui IBP.....	68
5.3.1. Influența vârstei asupra nivelului biodiversității	70
5.3.2. Influența tipului de structură asupra nivelului biodiversității.....	71
5.3.3. Influența tipului de ecosistem asupra nivelului biodiversității	74
5.3.4. Influența zonării funcționale asupra nivelului biodiversității	76
6 Concluzii.....	79
6.1. Concluzii privind rezultatele cercetării	79
6.2. Aplicabilitatea practică a rezultatelor obținute	82
6.3. Contribuții personale.....	84
Bibliografie.....	88

1. Introducere

Din întreaga gamă de ecosisteme existente pe planetă, pădurile reprezintă unul dintre cele mai importante, care din punct de vedere funcțional păstrează caracteristicile acestora (Schutz, 1999). Ecosistemele forestiere sunt depozite ale diversității biologice terestre ce oferă habitate foarte diverse pentru speciile de plante, animale și micro-organisme. Peste jumătate din organismele existente pe planetă, trăiesc sau au traiul legat de existența pădurii, de asemenea și multe comunități umane (Lindquist et al. 2012).

Pădurea nu este doar o suprafață de teren acoperită cu arbori, ci mai ales un ansamblu de organisme individuale aflate în interdependență, toate acestea reunite într-o viață unică (Pop, 1943). Biodiversitatea forestieră constituie baza multor produse și servicii pe care societate umană le folosește zi de zi: produse alimentare și farmaceutice, apă pentru consum casnic, lemn pentru construcții și lemn energetic, adăpost pentru oameni din anumite părți ale globului, servicii de recreere și agrement etc. Dar, înainte de toate, reprezintă mediul biologic al planetei.

Cu toate acestea, menținerea biodiversității pădurilor este una dintre provocările actuale ale silviculturii sustenabile. Este un proces complex și din ce în ce mai greu de realizat, datorită creșterii permanente a populației globului, a nevoilor acesteia, a impactului ridicat pe care îl manifestă omenirea asupra ecosistemului forestier.

2. Scop și obiective

2.1. Scopul lucrării

Analiza influenței conexiunilor (directe și inverse) diverșilor factori (ușor cuantificabili) asupra Indicelui Biodiversității Potențiale în condițiile unui bazin forestier compact din cadrul Ocolului Silvic Frasin, Direcția Silvică Suceava, reprezintă scopul esențial al prezentei lucrări.

2.2. Obiectivele lucrării

Din scopul enunțat, derivă următoarele obiective:

1. determinarea sensibilității Indicelui Biodiversității Potențiale la variabilitatea stațională și structurală a unui complex forestier din zona montană inferioară a Bucovinei;
2. cercetarea influenței factorilor staționali asupra Indicelui Biodiversității Potențiale;
3. cercetarea influenței factorilor structurali asupra Indicelui Biodiversității Potențiale;
4. cercetarea influenței managementului forestier asupra Indicelui Biodiversității Potențiale;
5. testarea reprezentativității indicelui Shannon pentru modelarea Indicelui Biodiversității Potențiale;
6. determinarea distribuției spațiale a Indicelui Biodiversității Potențiale și cartarea acestuia;
7. determinarea marjei valorilor IBP pentru condițiile României, pentru un complex de arborete gospodărite, pentru că până în prezent s-au făcut numai evaluări subiective.

3. Stadiul actual al cunoștințelor în evaluarea biodiversității potențiale a ecosistemelor forestiere

3.1. Biodiversitatea. Terminologie și definiții

Termenul de „biodiversitate” a fost folosit pentru prima dată în 1968 de către biologul și ecologul Raymond F. Dasmann. Cu toate acestea, a fost adoptat pe larg începând cu anii '80, fiind folosit în știință și politicile de mediu. Odată cu Convenția privind Diversitatea Biologică semnată la Conferința Națiunilor Unite pentru Dezvoltare și Mediu de la Rio de Janeiro din anul 1992, biodiversitatea și conservarea ei au devenit subiecte de o importanță majoră la nivel global.

O definiție a biodiversității foarte des citată și folosită, este cea formulată de OTA (eng. Office of Technology Assessment) în 1987 ce caracterizează diversitatea biologică ca fiind „varietatea și variabilitatea organismelor vii, precum și complexele ecologice în care acestea apar” (Marcot, 2007), prin această definiție fiind stabilite cele trei nivele ale biodiversității: ecosistemică, specifică și genetică.

În prezent, biodiversitatea globală este într-o continuă scădere, numărul speciilor pe cale de dispariție aflându-se la un nivel îngrijorător, având ca principală cauză impactul antropic. Conform datelor FAO, 60% dintre ecosistemele lumii sunt degradate, 75% dintre speciile de pești sunt supra-exploatate, iar 75% din diversitatea genetică a recoltei agricole a fost pierdută la nivel global începând cu anul 1990.

Așadar și ecosistemele forestiere, sunt din ce în ce mai amenințate cu pierderea biodiversității, principalele cauze sunt despăduririle și schimbarea destinației terenului, fragmentarea ecosistemelor forestiere și degradarea acestora (Heymell. et al., 2011).

În contextul dinamicii pădurilor, conservarea trebuie abordată diferențiat (figura 1) (Cenușă, 2019).



Figura 1. Influența diferitelor măsuri de management silvic asupra conservării unor elemente ale biodiversității (Cenușă, 2019).

În interesul conservării unor specii sau populații afectate de perturbări, măsurile silviculturale trebuie aplicate diferențiat ca intensitate, uneori impunându-se chiar frânarea dinamicii lineare a succesiunii forestiere.

3.2. Evaluarea biodiversității pădurilor cu ajutorul indicatorilor

Caracterul amplu al biodiversității face ca acest concept să fie unul costisitor și greu de cuantificat în întregime, al cărui valori sunt variabile în funcție de context (McElhinny et al. 2005), evaluarea completă a acesteia la scară largă este extrem de dificilă și costisitoare (Gao et al. 2014). Prin urmare, pentru monitorizarea în timp, cât și la un moment dat a biodiversității, sunt folosiți indicatorii, definiți astfel:

- indicii de biodiversitate ca fiind măsurători statistice ale biodiversității, ce ajută oamenii de știință, managerii precum și factorul politic să înțeleagă starea biodiversității și factorii ce o afectează sau o pot (IUCN. Org);
- o măsurătoare realizată pe baza unor date verificabile, care transmite mai multe informații decât ei înșiși (Prydatko et al., 2005).
- indicatorii sunt o caracteristică care, măsurată în mod repetat, demonstrează tendințele ecologice, precum și starea actuală a sistemului sau calitatea unei zone (Ferris și Humphrey, 1999);
- indicatorii sunt un număr redus de elemente ale ecosistemului forestier (de ex. specii, micro-habitate) ce se corelează cu cât mai multe alte elemente ale ecosistemului ce sunt dificil de cuantificat (Hagan și Whitman, 2006).

Pentru a fi eficienți în aplicare, indicatorii de monitorizare ai biodiversității trebuie să fie în concordanță cu obiectivele propuse și de asemenea trebuie să îndeplinească o serie de condiții (Ferris și Humphrey 1999):

- trebuie să fie ușor de evaluat;
- trebuie să fie repetabili în timp (folosind adesea observatori diferiți);

- aplicarea lor trebuie să fie avantajoasă din punct de vedere economic, rezultate de calitate cu costuri acceptabile;
- să fie semnificativi din punct de vedere ecologic.

Cu toate acestea indicatorii nu oferă foarte multe informații despre o anumită problemă și prin urmare, în sprijinul lor trebuie venit cu analizarea și interpretarea aspectelor pe care aceștia le indică.

3.3. Evaluarea biodiversității pădurilor cu ajutorul Indicelui Biodiversității Potențiale

La nivel mondial sunt cunoscuți o multitudine de indicatori de monitorizare a evoluției biodiversității, însă nu toți pot fi utilizați în evaluarea nivelului de suport al biodiversității unui arboret/suprafețe de pădure. Un indice cu aceste caracteristici este Indicele Biodiversității Potențiale (IBP - fr. L'Indice de Biodiversite Potentielle), ce permite evidențierea arboretelor intacte din punct de vedere ecologic (Larrieu și Gonin 2008). Acest indice aditiv utilizează un set de zece factori, atât structurali, ce sunt dependenți de managementul forestier recent, cât și staționali, pe baza unor ponderi ale fiecărui factor la nivelul biodiversității totale.

Indicele estimează o biodiversitate potențială a arboretului, ce este asociată caracteristicilor sale actuale, valoarea acestuia nu trebuie confundată cu biodiversitatea reală, existentă. Notele sunt acordate factorilor după o parcurgere rapidă a suprafeței de pădure analizate, nefiind necesare lucrări complexe de inventariere.

Factorii ce intră în formula de calcul a indicelui sunt considerați ca fiind favorabili existenței și dezvoltării biodiversității forestiere (Acker et al 1997, Van den Meersschaut și Vandekerckhove 1998, Parkes et al 2003), motiv pentru care Indicele Biodiversității Potențiale a fost ales ca instrument pentru determinarea nivelului biodiversității suprafeței de pădure analizate.

3.3.1. Diversitatea specifică a arboretelor

Actualmente, există un număr tot mai mare de articole științifice ce abordează problema diversității specifice a pădurilor, dar și potențialele beneficii pe care pădurile monospecifice precum și cele mixte le pot oferi. Trendul ultimilor ani este în favoarea promovării la scară mare a arboretelor diversificate (figura 2).

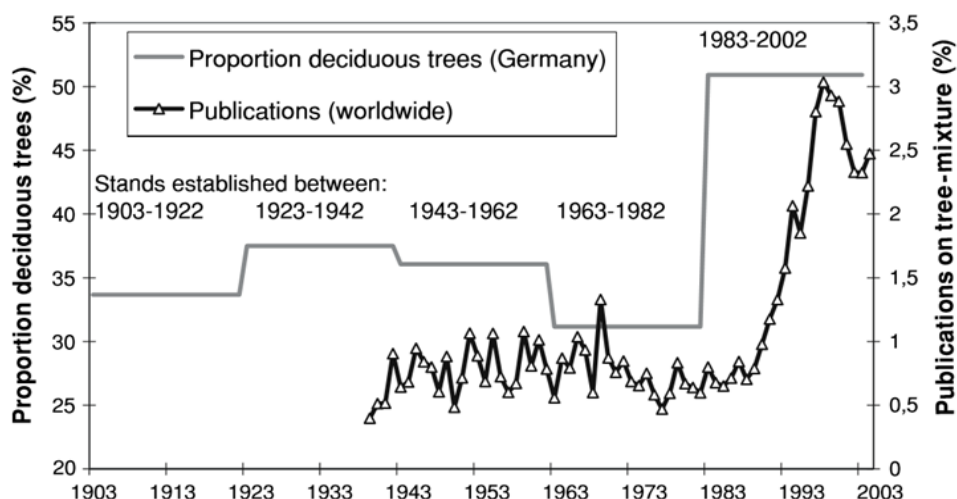
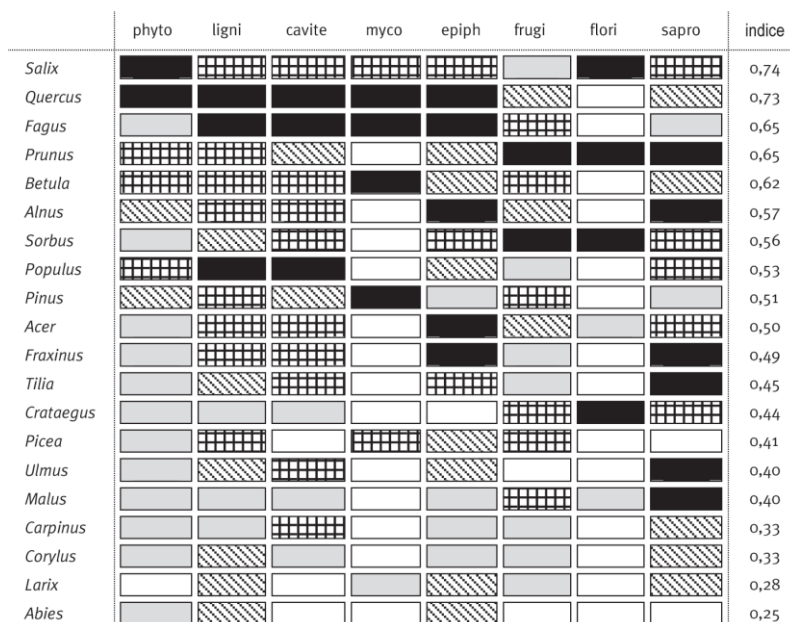


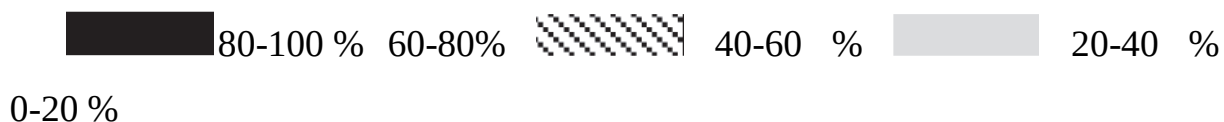
Figura 2. Evoluția compoziției pădurilor din Germania în diferite perioade de timp precum și procentul documentelor științifice privitoare la arboretele multispecifice (Knoke et al. 2007).

Dintre numeroasele argumente de care trebuie ținut cont atunci când se dorește promovarea arboretelor formate din mai multe specii de arbori este și faptul că acestea susțin diversificarea și înmulțirea habitatelor necesare biodiversității. Felton et al. (2010) studiază impactul pe care îl are înlocuirea arboretelor monospecifice de molid cu arborete formate din molid și mesteacăn asupra vegetației ierboase, a mușchilor, lichenilor și insectelor forestiere, din regiunea suedeză Gotaland (Felton et al. 2010). Prezența mesteacănului s-a dovedit a fi favorabilă diversității și abundenței speciilor ierboase, precum și a gândacilor saprofiți (Jonsell et al., 2007), rezultat în concordanță și cu alte cercetări efectuate în Suedia (Saetre 1999),

În concluzie biodiversitatea asociată arborilor variază în funcție de specie, dar se va amplifica o dată cu creșterea numărului de specii de arbori ce compun arboretul (Gosselin et al. 2004), întrucât nu toate speciile de arbori pot susține aceeași „cantitate de biodiversitate” (figura 3).



Bogația specifică:



phyto: insecte fitofage;

epiph: licheni epifiti;

ligni: ciuperci xilofage;

frugi: păsări ce consuma fructe;

cavite: organismele care trăiesc în scorburi sau gauri în lemn;

flori: insect ce consuma flori;

sapro: nevertebrate saprofage;

myco: ciuperci de micoriza;

Figura 3. Clasificarea principalelor specii lemnoase ale Europei de Vest conform potențialului lor de susținere al biodiversității (%) din potențialul maxim specific fiecărui gen (Branquart și Dufrene 2005)

Pe lângă faptul că arboretele formate dintr-un număr mai mare de specii susțin un nivel mai ridicat de biodiversitate, acestea prezintă și o serie de alte

avantaje: ameliorează compoziția chimică a solurilor (Schua et al., 2015), rezistență ridicată la acțiunea focului (Gonzalez et al., 2006, Catry et al., 2010), a vântului (Barbu și Cenușă 2005, Mayer et al. 2005, Schutz et al. 2006) (tabelul 1) și a factorilor biotici (Tonhasca et al. 1994, Jactel et al. 2007).

Tabelul 1. *Vulnerabilitatea relativă a diferitelor specii forestiere la acțiunea vântului comparativ cu cea mai rezistentă specie (Quercus) notată cu 1, în diferite regiuni geografice ale Germaniei(von LüpKE și Spellman 1999)*

Specia	Zona geografică		
	Baden-Württemberg	Bavaria	Hessen
Picea abies (L.) Karst	12	8,3	10
Pinus sylvestris L.	4	3,5	4
Fagus sylvatica L.	3	1,8	2,5
Quercus spec.	1	1	1

Speciile de arbori joacă și rol de bioindicatori, întrucât fiecare specie datorită variabilității sale biochimice, fiziologice, etologice sau ecologice este sensibilă la anumiți factori externi (Măciucă, 2003).

3.3.2. Stratificarea verticală a vegetației

În ciuda importanței pe care o are stratificarea verticală a vegetației asupra ecosistemului forestier, practicile silviculturale actuale sunt adesea destinate să dirijeze arboretele spre structuri echine, cât mai omogene, cu o structură verticală simplificată.

Stratificarea verticală a vegetației este importantă prin prisma faptului că, prin dispunerea etajată a straturilor, se creează un număr mai ridicat și mai diversificat de microhabitate utilizate de numeroase organisme: fluturi (Gossellin et al., 2006), lilieci (Hayes et al., 2000), păsări (Nadkarmi și Matelson 1988, Măciucă, 2003) (figura 4), șoareci (Pardini et al. 2005) sau cervidae (Cibien și Sempere 1989, Gill și Peace 1996).

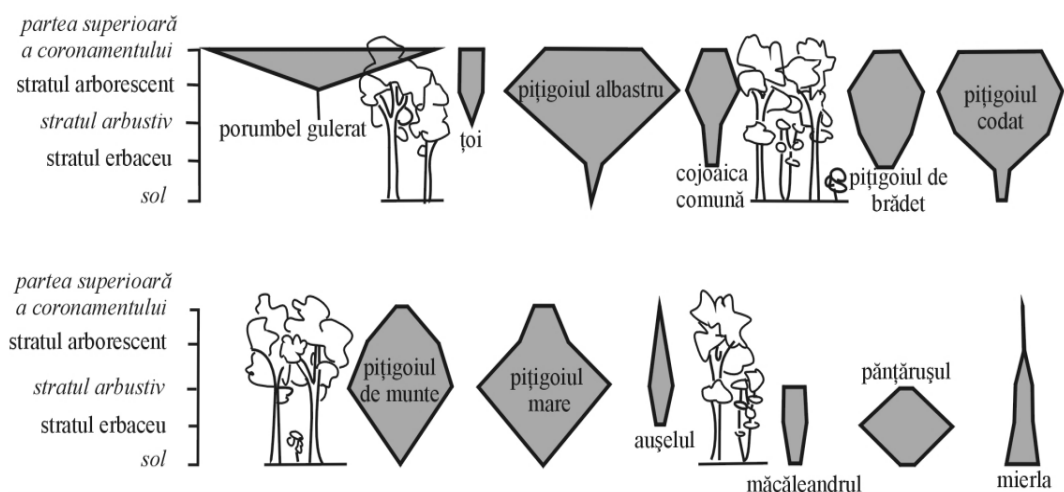


Figura 4. Stratificarea păsărilor într-un arboret (Măciucă, 2003)

3.3.3. Lemnul mort

Fiind un element structural de o mare importanță în ecosistemele forestiere, lemnul mort a devenit un subiect din ce în ce mai dezbătut în literatura de specialitate a ultimelor decenii. Pe lângă rolul de indicator al biodiversității, lemnul mort, prin descompunerea sa ameliorează calitatea solului, este substrat de regenerare pentru unele specii de arbori (Vorcak et al. 2006), împiedică căderea pietrelor pe terenurile cu pantă accentuată (Lachat et al.) și nu în ultimul rând joacă un rol important în sechestrarea carbonului. Cercetări privind volumul de lemn mort în păduri naturale din Bucovina (Slătioara, Giumalău, Călimani) au demonstrat variația acestei caracteristici în raport cu înălțimea superioară, aceasta fiind un indicator al bonității stațiunilor (Cenușă, 1995).

Numeroase specii de vertebrate și nevertebrate sunt dependente parțial sau total de existența lemnului mort: păsări (Hunter 1990, Neitro et al. 1985, Kopra et al. 2005, Bottorff 2009, Lohmus et al. 2010), mamifere (Thomas et al. 1979, Wathen et al. 1986, Maguire 2002), amfibieni (Maguire, 2002), briofite, licheni și ciuperci (Hollen 1996, Kruys et al. 1999).

Diametrul arborelui mort este un parametru deosebit de important, păsările manifestând preferințe ridicate față de cavitățile ”săpate” în arborii cu diametre de peste 38 cm (Raphael, 1980) sau chiar 60 cm (Mannan et al., 1980). Arborii morți asigură și protecție speciilor de păsări împotriva factorilor climatici excesivi (Conner, 1979).

3.3.4. Arbori în viață de mari dimensiuni

Arborii de mari dimensiuni domină întregul ecosistem forestier, fiind attribute unice ale acestuia prin multitudinea de funcții pe care le îndeplinesc. Aceștia conțin o mare parte din volumul pe picior existent și biomasa supraterană (Clark et al. 1996), influențează pozitiv procesul regenerării (Keeton et al. 2005), stochează cantități ridicate de carbon, realizează medii foarte favorabile dezvoltării unor specii de plante, influențează regimul hidrologic.

Pentru un număr ridicat de organisme vertebrate și nevertebrate, arborii de mari dimensiuni pot furniza o importantă sursă de hrană sub forma fructelor, frunzelor, florilor, sevei etc. (Lindenmayer et. al. 2012), precum și numeroase microhabitate folosite ca locuri de adăpost și odihnă: cavități de diferite dimensiuni, corpuri sporifere, liane, părți din arbore fără coajă etc (Bull et al. 1993, Bates 1995, Dixon 1996, Bull et al. 1996, LaHaye et al. 1999, Michel et al., 2009, Regnery et al. 2013). Numeroase studii efectuate în diferite tipuri de ecosisteme forestiere surprind o legătură corelativă pozitivă între diametrul arborilor și abundența și diversitatea microhabitadelor/arbore (Winter et al. 2008, Vuidot et al. 2011, Larrieu et al. 2012, Regnery et al. 2013).

3.3.5. Arbori purtători de microhabitate

Microhabitatele asociate arborilor sunt indicatori relevanți ai biodiversității (Michel et al., 2009), acestea oferind condiții de hrană și adăpost pentru numeroase organisme (tabelul 2).

Tabelul 2. *Microhabitate caracteristice arborilor și organismele asociate acestora (Larrieu și Gonin, 2008)*

Microhabitat	Organisme asociate
Cavități	Păsări, mamifere, artropode
Părți din arbore fără coajă	Chiroptere, artropode, păsări
Părți din tulpină cu lemn mort	Insecte, reptile, amfibieni, alge, briofite, ciuperci, păsări, mamifere mici,
Cavități umplute cu apă	Insecte
Corpuri sporifere ale ciupercilor saprofite	Insecte
Scurgeri de sevă pe tulpină	Artropode

În timpul deplasărilor în teren, în suprafețele de probă, s-a urmărit identificarea arborilor ce prezentau următoarele tipuri de microhabitate: cavități goale, cavități umplute cu apă sau pământ, părți din arbore fără coajă, necroze cu scurgeri de sevă, spori ale ciupercilor saprofite, licheni, găuri de insecte xilofage.

Astfel, cavitățile din tulpina arborilor, formate ca urmare a acțiunii ciupercilor xylofage sau a unor vertebrate, reprezintă un habitat ce oferă protecție contra prădătorilor și factorilor climatici excesivi (figura 5), loc de naștere și creștere a puilor pentru speciile de păsări din familiile *Strigidae*, *Picidae*, *Falconidae*, *Tyranidae*, *Sittidae* (Hunter 1990, Sedgeley 2001, Kavanagh 2002, Kopra și Fyles, 2005, Isaac et al. 2008, Bryant et al. 2012, de Gasperis et al.

2016), sau de mamiferele mici și mari: lilieci (*Chiroptera* sp.) (Gellman et al., 1996), șoareci (*Rodentia* sp.) (Firth, 2003) iepuri (*Lagomorpha* sp.) (Dumyahn și Zollner, 2010), jderi (*Mustelidae* sp.) (Brainerd et al. 1995, Zalewsky 1997, Purcell et al. 2009), râsul iberic (*Lynx paridnus*) (Fernandez și Palomares, 1999), genetele (*Genetta genetta*) (Carvalho et al., 2014) sau ursul negru american (*Ursus americanus*) (Lindzey și Meslow 1976, Alt 1984, Oli et al. 1997, Switzenberg 1995, Godfrey et al. 2000, Klezendorf et al. 2002).

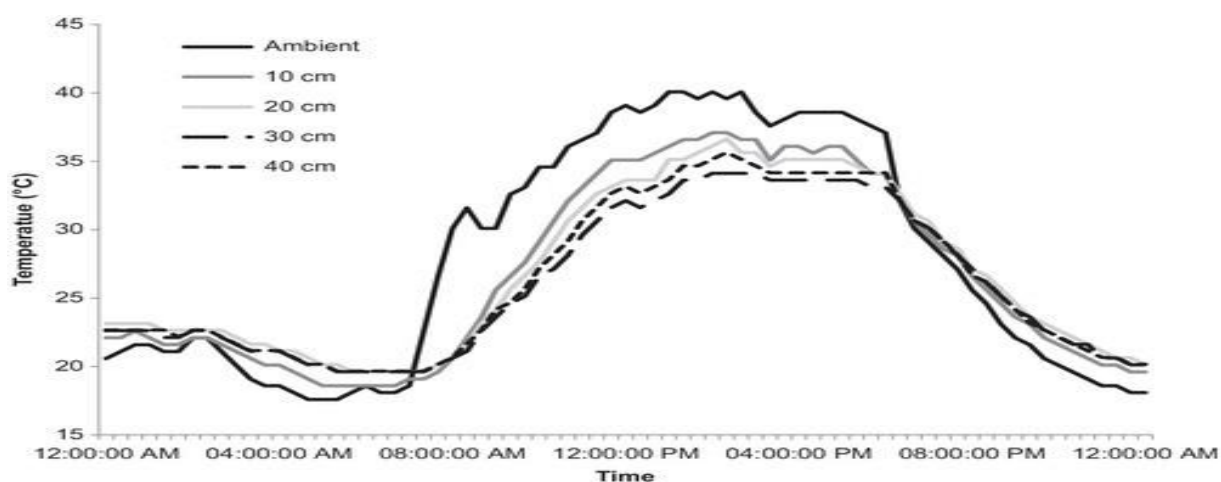


Figura 5. Variația temperaturii ambientale și a celei din interiorul unei cavități arboricole, la diferite adâncimi, într-o perioadă de 24 de ore (O'Connel et al. 2016)

Arborii ce nu prezintă coajă pe toată suprafața tulpinei sunt microhabitate preferate îndeosebi de păsări și lilieci, ce se adăpostesc și cuibăresc sub coaja desprinsă (Cramp 1993, Hejl et al. 2002, Vanhof et al. 2007), sau de speciile de insecte ce aparțin ordinelor *Araneae* și *Hemiptera*. Din evoluția rănilor provocate arborilor în decursul vieții lor de diverși factori, s-au format scorburile de la baza arborilor, populate în funcție de dimensiunea lor de mamifere, reptile, amfibieni și păsări.

Cavitățile umplute cu apă formate pe tulpina arborilor sunt asociate în general cu fazele imature, (ou, larvă și pupă) ale insectelor din ordinele *Coleoptera* și *Diptera* (Kitching, 1971).

Fungii joacă multiple roluri în ecosistemul forestier: agenți patogeni, descompunători ai materialelor organice, sursă de hrană pentru fauna pădurii și de asemenea intră în simbioză cu rădăcinile plantelor ierboase și lemnoase. Asupra arborilor gazdă, ciupercile patogene acționează în sensul debilitării fiziologice a acestora, producându-se într-un final moartea organismului și implicit creșterea cantității de lemn mort, cu efectele subsecvente favorabile biodiversității ecosistemului forestier. De asemenea, odată cu uscarea arborelui infestat se reduce consistența arboretului. Este înlesnită în acest fel pătrunderea luminii și a căldurii până la nivelul solului și ulterior dezvoltarea stratelor inferioare de vegetație cu consecințe pozitive asupra nivelului biodiversității. Dintre mamifere, Lehmkuhl et al. (2004) identifică specia de veveriță *Glaucomys Sabrinus* ca fiind fungivoră, hrănindu-se cu corpuri sporifere ale ciupercilor din genurile *Rhizopogon* și *Gauteria*. De asemenea, toate fazele imature (ou, larvă, pupă) ale coleopterului *Bolitotherus cornutus* sunt asociate cu corpurile sporifere ale ciupercilor din genul *Ganoderma* (White 1983, Marcot 2017).

Lichenii reprezintă habitat pentru numeroase insecte: *Arahnide*, *Araneae*, *Lepidoptera*, *Diptera* (Pettersson et al., 1994) și acarienii (Gerson și Seaward, 1977). Lichenii reprezintă sursă de hrană pentru speciile ordinelor *Psocoptera* și *Colembola*, care ulterior sunt consumate de *Arahnidae* (Wise, 1993). Acestea din urmă, conform lui Jansson și von Bromssen (1981), reprezintă aliment pentru speciile de păsări. În plus, lichenii reprezintă pentru păsări și un loc de depozitare a hranei (insecte, semințe etc) (Haftorn 1954, Sherry 1989, Sherry și Duff 1996,).

3.3.6. Zonele deschise din interiorul pădurii

Vegetația zonelor deschise este mai bogată și mai diversă decât cea a arboretelor din proximitate, condițiile de hrană mai favorabile atrag specii de insecte, păsări și mamifere datorită înflorii și fructificației abundente a speciilor de plante existente. Liziera, comparativ cu interiorul pădurii, este un mediu mai

uscat, mai expus vântului și cu o radiație luminoasă mai ridicată, fiind create astfel premisele dezvoltării unei vegetații mai heterogene din punct de vedere al etajării pe verticală, cu efecte favorabile asupra nivelului biodiversității.

Disponerea pe verticală a vegetației la liziera pădurii induce și apariția rozătoarelor de mici dimensiuni în această zonă (Manson et al., 1999), întrucât vegetația poate oferi o protecție mai ridicată, atât împotriva factorilor climatici excesivi, cât și contra prădătorilor naturali. Această prezență a rozătoarelor la lizieră atrage și prădătorii: șerpi (Rodriguez-Robles et al. 1999, Rudolph et al. 2002, Luiselli et al. 2005), păsări (Rifai et al. 2000, Hewson et al., 2001, Treinys et al. 2004, Cui et al. 2008, Sandor et al. 2009) și mamifere (Jedrzejewski et al. 1992, Dell'Arte et al. 2007). Lizierele cu o structură verticală complexă, cu o vegetație heterogenă, cu un număr ridicat de arbori purtători de microhabitate, vor oferi populațiilor de păsări numeroase locuri de cuibărire și căutare a hranei (Quin et al., 2015), inclusiv pentru speciile de păsări migratoare, fiind preîntâmpinate mortalitățile ridicate din timpul zborurilor anuale (Keller et al., 2009).

Datorită resurselor ridicate de hrană și prezența cervidelor în zonele deschise este foarte regulată (Alverson et al. 1988, Altendorf et al. 2001, Dupke et al. 2016), prezență ce nu face decât să atragă un număr mare de prădători, în același mod în care, o densitate și diversitate ridicată a plantelor de la liziera pădurii, atrag speciile de ierbivore (Matlack et al., 1999). Acest lucru este în concordanță cu teoriile potrivit cărora, în ecosistemele în care productivitatea primară este la un nivel ridicat, populațiile de ierbivore vor crește până la valori capabile să susțină populații mari de prădători (Fretwell 1977, Oksanen et al. 1981). Astfel, în zonele deschise, râsul (*Lynx sp.*) puma (*Puma concolor*), sau ursul grizzly (*Ursus arctos horribilis*) au fost observate cu regularitate (Jędrzejewski et al. 1993, Laundre et al., 2003).

3.3.7. Continuitatea în timp a pădurii

Referitor la continuitatea în timp a pădurii pe o anumită suprafață, este recunoscut faptul că aceasta poate determina compoziția floristică, așadar are influență asupra caracteristicilor ecosistemului. În acest sens, Dupouey et al. (2002), în urma studiilor efectuate în pădurile de stejar mezofile din Europa de Vest, a întocmit o listă de specii caracteristice pădurilor în care etajul arborilor s-a menținut pe o perioadă de peste 200 de ani. De asemenea, Brustel (2001) indică gândacii saprofizi ca fiind un grup de insecte foarte sensibil la continuitatea suprafețelor împădurite.

3.3.8. Habitatele acvatic

Apa reprezintă habitat pentru numeroase specii de nevertebrate, pești, amfibieni, reptile, păsări și plante, organisme ce sunt dependente total sau parțial de acest mediu. Prezența habitatelor acvatic în pădure, sub forma cursurilor de apă, a mlaștinilor, a turbăriilor, a acumulărilor temporare sau permanente, ce sunt fie de natură freatică sau din precipitații, duce la o creștere a diversității organismelor în ecosistemul forestier. Acumulările de apă de mici dimensiuni, reprezintă habitat pentru numeroase specii de insecte (Nilsson și Svensson, 1995), broaște și salamandre, unele specii în pericol de extincție (Gibbons et al. 1981, Semlitsch et al. 1996, Russell et al. 2001) organisme ce folosesc mediul acvatic ca loc de naștere și dezvoltare ulterioară a puilor (Paton, 2005), iar mediul terestru ca loc de hrănire și hibernare.

Broaștele reprezintă sursă de hrană pentru speciile de reptile, acestea din urmă fiind identificate într-un număr mare în proximitatea acumulărilor de apă din interiorul pădurii (Paton 2005, Russell et al. 2001). În proximitatea luciurilor de apă, abundența speciilor de insecte este foarte ridicată, fapt ce atrage populații mari de prădători: lilieci (Vaughn et al. 1997) și șoareci (Whitaker și Hamilton 1998).

Întrucât peștele reprezintă sursă de hrană pentru speciile familiei *Mustelidae*, prezența acestora, este una regulată în apropierea cursurilor de apă

(Copeland et al. 2007). Prin prisma faptului că abundența nevertebratelor, a amfibienilor, a reptilelor și mamiferelor de mici dimensiuni este ridicată în zonele umede și proximitatea lor, prezența în număr mare a păsărilor răpitoare din ordinele *Accipitriformes* și *Strigiformes* în aceste locuri nu este întâmplătoare (De Graaf și Yamasaky 2001, Oakley et al. 1985).

Zonele umede, datorită vegetației specifice, oferă micilor mamifere locuri de odihnă precum și un grad ridicat de protecție contra prădătorilor. De asemenea, vegetația abundentă reprezintă o bogată și importantă sursă de hrană pentru mamiferele ierbivore.

Pe lângă numeroasele animale ce au traiul legat de existența habitatelor acvatice, Ohlson et al. (1997), prin studiul desfășurat în 10 arborete înmlăștinate de molid, întinse pe o suprafață de doar 20 hectare, găsește 517 specii de plante vasculare, mușchi, licheni și ciuperci, parte din ele endemice sau pe cale de dispariție. Briofitele indentificate reprezintă nu mai puțin de 33 % din totalul briofitelor întâlnite în Suedia. Rezultate asemănătoare obține și Flinn et al. (2008) în Rezervația "Gault Nature" din Quebec, Canada, unde, deși suprafața zonelor umede reprezintă doar 1% din cea a întregii rezervații, acestea conțin 45% din întreaga sa floră.

3.3.9. Habitatele cu stâncării

Zonele cu stâncării, prin caracteristicile deosebite de care dispun, cu soluri oligotrofile sau aproape inexistente, cu fluctuații mari de temperatură, cu un regim hidric deficitar, cu formațiuni pietroase de diferite forme și mărimi, sunt habitate ce susțin plante și animale, unele chiar endemice, adaptate morfologic acestui mediu. Asemeni habitatelor acvatice, prezența zonelor cu stâncării în interiorul ecosistemelor forestiere nu face decât să favorizeze într-un mod pozitiv biodiversitatea acestora. Flora este specifică acestor medii și este constituită din numeroase specii de plante casmofile, mușchi și licheni dar și unele plante superioare, atât ierboase cât și lemnoase, ce își introduc rădăcinile în crăpăturile și fisurile rocilor. Fauna este de asemenea una diversă, de la

speciile de reptile (Huey et al. 1989, Prior și Weatherhead 1996, Webb și Shine 1998, Hawes și Loughheed 2004) și prădătorii acestora (Tanaka și Mori, 2000, Leonardia și Dell'Arte 2006, Hall et. al. 2009, Motta-Junior et al. 2010) până la mamiferele mici (Rowe-Rowe și Meester 1982, Chruszcz și Barclay 2002, Birks et al. 2005) și mari (Kolowski și Woolf 2002, Koike și Hazumi 2008, Filla et al. 2017) toate au traiul legat, parțial sau total, de existența zonelor cu stâncării, după cum indică rezultatele numeroaselor studii ce au fost efectuate.

4. Material și metodă

4.1. Locul cercetărilor

Analiza s-a concentrat asupra vegetației forestiere din bazinul hidrografic al pârâului Ursoaia, de pe raza Unității de Producție II „Ursoaia” din cadrul Ocolului Silvic Frasin, subunitate a Direcției Silvice Suceava, pe o suprafață de 758,5 ha cuprinsă în 95 de unități amenajistice (figura 6).

Din punct de vedere geografic, zona studiată se află în partea de nord a Carpaților Orientali și face parte din ultima ramificație a Munților Stânișoara, teritoriul fiind încadrat în categoria munților mijlocii și joși (Badea et al. 1983). Variațiile altitudinale sunt cuprinse între 586 și 1090 m.

Temperatura medie anuală este de 8.2°C, durata sezonului de vegetație este de 150 de zile în care temperatura medie se ridică la 12.8° C. Media anuală a precipitațiilor este de 830 mm, 500 de mm în sezonul de vegetație.

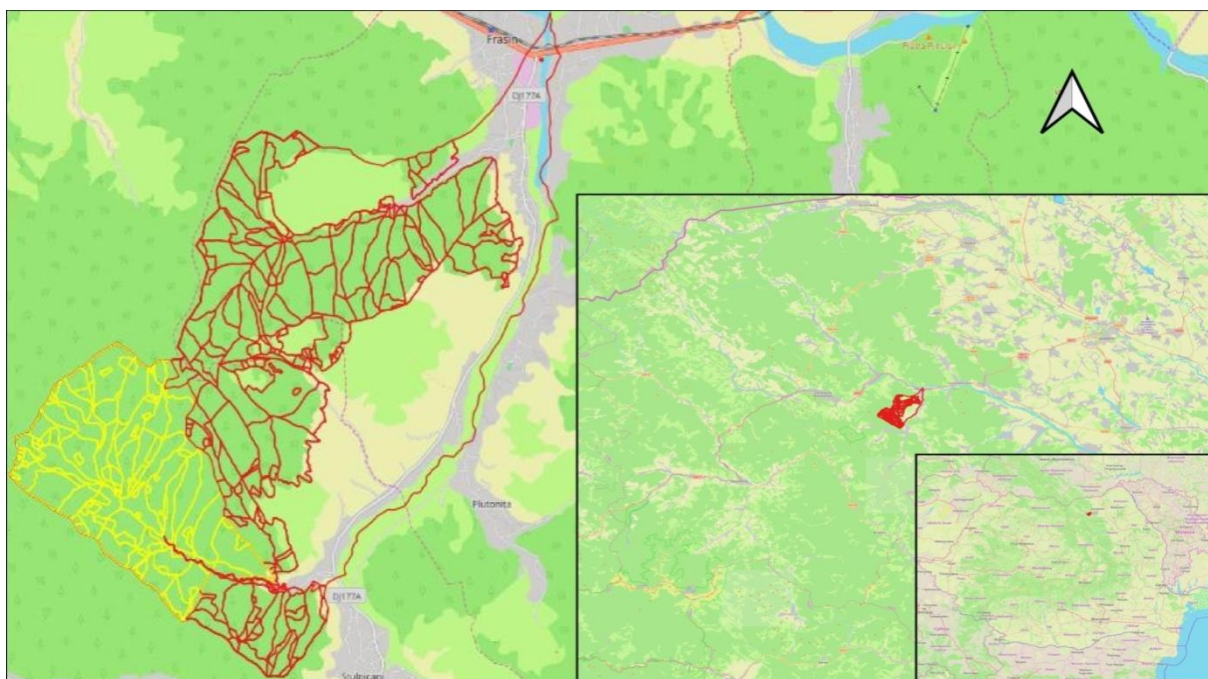


Figura 6. Localizarea cercetărilor

Substratul litologic este reprezentat din gresii silicioase, pe care s-au format soluri de tipul districambosolurilor, eutricambosolurilor și luvisolurilor. Tipurile de stațiuni identificate sunt: (i) 3332 - Montan de amestecuri (Bm) brun podzol, edafic mijlociu cu *Asperula* - *Dentaria*, (ii) 3333 – Montan de amestecuri (Bs) brun edafic mare cu *Asperula* – *Dentaria* și (iii) 3640 – Montan de amestecuri (Bs) brun divers cu drenaj imperfect, edafic mijlociu – foarte mare.

Parametrii climatici și edafici indică o clasă de favorabilitate ridicată pentru speciile de bază ce compun arboretele (Mo, Br, Fa). Pe aceste considerente, pe o suprafață de 161,50 de hectare (u.a. 19 B, 28A, 29 A, 30 A, 31, 32 A, 33 A), pentru cele două specii de rășinoase, s-a constituită Rezervația de semințe Ursoaia (cod: RG-MO, BR/FA-A220-6) (figura 7). Cele șapte arborete ce fac parte din rezervația de semințe "Ursoaia", prezintă omogenitate din punct de vedere al factorilor staționali, al vegetației forestiere, și al lucrărilor aplicate.



Figura 7. Rezervația de semințe de molid și brad "Ursoaia" din cadrul Ocolului Silvic Frasin

Din punct de vedere tipologic, vegetația corespunde cu șase tipuri de ecosisteme de fag, amestecuri de rășinoase și rășinoase cu fag: (i) 2216, (ii) 2228, (iii) 2316, (iv) 3226, (v) 3226 și (vi) 3316.

În vederea satisfacerii obiectivelor social – economice și ecologice, arboretele studiate au fost încadrate în 4 categorii funcționale:

(i) Păduri situate pe stâncării, pe grohotișuri, pe terenuri cu eroziune în adâncime pe terenuri cu înclinare mai mare de 35°, cele situate pe substraturi de fliș, nisipuri sau pietrișuri cu înclinare mai mare de 30°(1-2A);

(ii) Păduri situate pe terenuri cu înmlăștinare permanentă de pe terase, lunci interioare (1-2I);

(iii) Păduri stabilite ca rezervații pentru producerea de semințe forestiere și conservării genofondului forestier (1-5H);

(iv) Păduri destinate să producă, în principal, arbori groși, de calitate superioară, pentru lemn de cherestea (2-1B).

4.2. Colectarea informațiilor

Datele necesare au fost obținute prin inventarierea celor 95 de unități amenajistice. Pentru colectarea datelor s-a utilizat o rețea de suprafețe de probă, de formă circulară, cu mărimea de 500 m² (în total, 721 suprafețe), corespunzând unui procent de inventariere de 4.75% (36.5 ha din totalul de 758,5 ha). Identificarea și amplasarea în teren s-a realizat cu ajutorul dispozitivului GPS Trimble Geo XH 2008 Series (figura 8).



Figura 8. Trimble Geo XH 2008 Series (<https://www.xpertsurveyequipment.com>) (stânga), clupă forestieră Haglof (<https://www.verdon.ro/clupe-forestiere/clupa-forestiera-waldfreund-100-cm.html>) (dreapta)

Datele colectate în fiecare suprafață au vizat unele aspecte ce țin de amplasare, respectiv altitudine, expoziție, pantă și consistență dar și structura verticală a comunităților (plantele erbacee, arbori și arbuști cu înălțimea mai mică de 7 m, arbori dominați sau din etajul al II-lea cu înălțimea cuprinsă între 7 și 20 m și dominanți cu înălțimea de peste 20 de metri), etajare ce s-a realizat prin apreciere vizuală. De asemenea, s-au cuantificat caracteristicile ținând cont de speciile de arbori existente; măsurătorile au vizat atât lemnul mort pe picior

cât și cel doborât. Au fost înregistrați toți arborii morți pe picior, cât și cioatele cu înălțimea mai mare de 1.5 m și diametrul de bază de peste 40 cm, iar în cazul lemnului mort la sol au fost luate în evidență doar trunchiurile cu lungimea mai mare de un metru și diametrul de peste 40 cm. Lemnul mort cu diametrul de peste 40 cm este considerat ca fiind favorabil dezvoltării biodiversității forestiere (Bartels et al. 1985, Raphael 1980, Mannan et al. 1980) (figura 11). Toți arborii pe picior cu diametrul de bază >8 cm au fost inventariați sub raport dimensional, cu clupa forestieră (figura 9), precum și al microhabitatelor asociate, indiferent de dimensiunile acestora.



Figura 9. Lemn mort pe picior (stânga) și doborât la suprafața solului (dreapta) Foto: C. Burlui

Ca microhabitate s-au considerat găurile și scorburile, necrozele cu scurgeri de sevă, corpurile sporifere ale ciupercilor, părțile din arbore fără coajă, lianele ce ocupă o suprafață mai mare de $1/3$ din suprafața tulpinei, cavitățile umplute cu apă sau pământ, licheni (figura 10).



Figura 10. *Tipuri de micohabitate, de la stângă la dreapta: părți din arbore fără coajă, cavități umplute cu apă, cavități umplute cu pământ* Foto: C. Burlui

S-au realizat regresii pentru a determina variabilele de care depinde atât nivelul biodiversității, cât și factorii dependenți de managementul forestier. Variabilele selectate au fost atât cantitative: numărul stratelor de vegetație și al speciilor de arbori, consistența, vârsta, înclinarea terenului, cât și calitative: expoziție, categoria funcțională, tip de pădure, tip de ecosistem. Acestea din urmă, pentru a putea fi introduse în regresii, li s-au atribuit valori numerice. Ulterior, s-au analizat și discutat, doar variabilele la care p a înregistrat valori $<0,05$.

Au fost luate în calcul zonele deschise (ochiuri) cu un diametru de aproximativ 1-1.5 înălțimi de arboret, habitatele acvatice (care să ocupe o suprafață de cel puțin 100 m²). În acest caz a fost notat și tipul acestora, rangul fiind maxim în situația în care în aceeași parcelă se găsesc două sau mai multe tipuri (tabelul 3); acest aspect a fost valabil și pentru factorul J, cu deosebirea că suprafața ocupată de zonele cu stâncării trebuie să fie de cel puțin 1% din cea analizată.

4.3. Calculul IBP

Indicele Biodiversității Potențiale (IBP), utilizat în calculele prezente, permite evidențierea arboretelor intacte din punct de vedere ecologic. Calculul acestuia constă în evaluarea pe teren a unui set de zece factori ce sunt considerați favorabili existenței biodiversității, împărțiți în două categorii: șapte factori dependenți de managementul forestier și trei factori staționali (tabelul 3).

Tabelul 3. Factorii utilizați în calculul indicelui IBP (Larrieu și Gonin 2008)

Factori dependenți de managementul forestier	Factori		Nota 0	Nota 2	Nota 5
	Vegetația				
	A	Bogăția în specii forestiere autohtone	1 sau 2 genuri	3 sau 4 genuri	5 genuri și peste
	B	Structura verticală a vegetației	1 sau 2 strate	3 strate	4 strate
	Microhabitate asociate arborilor				
	C	Arbori morți pe picior de mari dimensiuni	<1 arbore/ha	2 - 3 arbori/ ha	3 arbori/ha si peste
	D	Arbori morți la sol de mari dimensiuni	<1 trunchi/ha	2 - 3 trunchiuri/ ha	3 trunchiuri/ha si peste
	E	Arbori în viață de mari dimensiuni	<1 arbore/ha	1 - 4 arbori/ ha	5 arbori/ha si peste
	F	Arbori în viață purtători de microhabitate	<1 arbore/ha	1 - 5 arbori/ ha	6 arbori/ha si peste
	Habitate asociate				
	G	Zone deschise	<1 zonă/10 ha	1-4 zone/10 ha	>4 zone/10 ha
Factori staționali	H	Continuitatea în timp a pădurii	Arboretul este parte a unei păduri recente	Arboretul se învecinează cu o pădure veche	Arboretul este parte a unei păduri vechi
	I	Habitate acvatice	absenta	Omogen: un singur tip	Diverse: 2 sau mai multe tipuri
	J	Zone cu stâncării	absenta	Omogen: un singur tip	Diverse: 2 sau mai multe tipuri

Evaluarea factorilor s-a realizat prin deplasarea în fiecare suprafață de probă de 500 m², în interiorul căreia s-au efectuat măsurători și observații privitoare la cei 10 factori. Pentru fiecare suprafață de probă s-a calculat nivelul

biodiversității în valori relative (% din valoarea maximă cf. tabelului 4), prin cumulara notelor acordate celor șapte factori dependenți de managementul forestier (A-G), suma fiind ulterior raportată la valoarea maximă a acestora (35). Influența factorilor staționali asupra biodiversității s-a calculat de asemenea în valori relative (% din valoarea maximă cf. tabelului 4), prin cumulara notelor acordate celor trei factori staționali (H-J), suma fiind raportată la valoarea maximă a acestora (15).

Tabelul 4. Valoarea indicelui IBP în funcție de notele acordate (Larrieu și Gonin, 2008)

IBP: factorii A - G			IBP: factorii H - J		
Notă		Nivelul biodiversității	Notă		Influența factorilor staționali asupra biodiversității
Absolută	Relativă (% din valoarea maximă)		Absolută	Relativă (% din valoarea maximă)	
0 la 7	0 la 20	foarte scăzut	0	<10	nulă
8 la 12	21 la 40	scăzut	2 la 9	10 la 60	importantă
15 la 21	41 la 60	mediu			
22 la 28	61 la 80	ridicat	10 la 15	>60	foarte importantă
29 la 35	81 la 100	foarte ridicat			

Notele au fost acordate în funcție de scara prezentată în tabelul 3.

Indicele Biodiversității Potențiale se compune astfel din două valori, respectiv cea atribuită pe de o parte factorilor dependenți de managementul forestier A - G, precum și cea corespunzătoare factorilor staționali H – J. Astfel, dacă într-un arboret suma factorilor depedenți de managementul forestier este egală cu 15, iar cea corespunzătoare factorilor staționali este egală cu 7, indicele va fi notat „IBP 43% și 47%”.

5 Rezultate și discuții

5.1. Caracterizarea zonei de studiu cu ajutorul distribuțiilor experimentale

5.1.1. Relieful

Relieful este factorul determinant în configurația și dinamica ecosistemului forestier, întrucât influențează direct condițiile climatice și edafice, precum și distribuția vegetației. Interferența dintre microrelief și climatul regional determină microclimatul, care alături de soluri configurează condițiile staționale. Aceste condiții pun direct amprenta asupra structurii și funcționării întregii biocenoză de care depinde biodiversitatea.

5.1.1.1. Altitudinea

Distribuția frecvenței numărului de suprafețe pe categorii de altitudine indică faptul că din clasa altitudinală 801 – 1000 m fac parte cel mai mare număr de suprafețe de probă, respectiv 53,7% din total. Urmează cele din zona 601 – 800 m ce sunt în proporție de 41,7%, cele situate la elevații >1000 sunt în procent de 4,9 %, iar suprafețele din categoria 401-600 m au fost constatate în doar 0,7% din cazuri (figura 11).

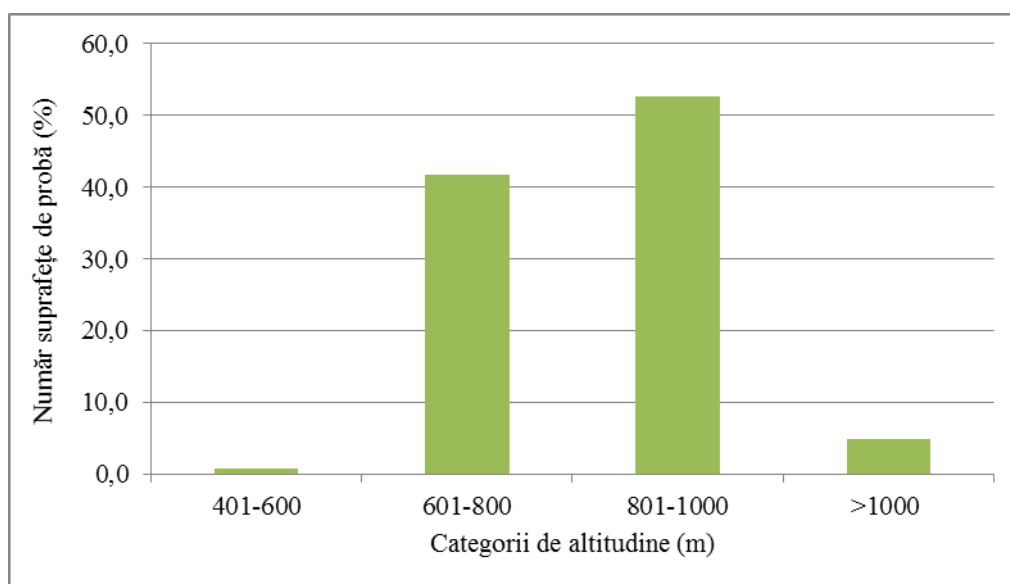


Figura 11. Distribuția frecvenței numărului de suprafețe de probă în raport cu intervale de altitudine

În raport cu altitudinea variază factorii climatic, cei mai importanți fiind cantitatea de precipitații și temperatura. În funcție de elevație și implicit de

fluctuația factorilor climatici, se realizează distribuția vegetației, rezultând astfel etajele fitoclimatice. Compoziția este caracteristică etajului bioclimatic al amestecurilor (FM₂), speciile de rășinoase sunt în optim ecologic, lucru confirmat și de productivitatea superioară pe care o realizează. Pentru fag, această altitudine este mai ridicată față de arealul optim, dar expoziția însorită și parțial însorită poate reprezenta un factor compensator pentru această specie.

5.1.1.2. Expoziția

Distribuția suprafețelor de probă pe categorii de expoziție indică faptul că 62% dintre acestea sunt amplasate pe expoziții însorite (S, SE, SV). Urmează cele umbrite și parțial umbrite (N, NE, NV), ce sunt în proporție de 28% și cele parțial însorite (E, V), cu un procent de 10% (figura 12).

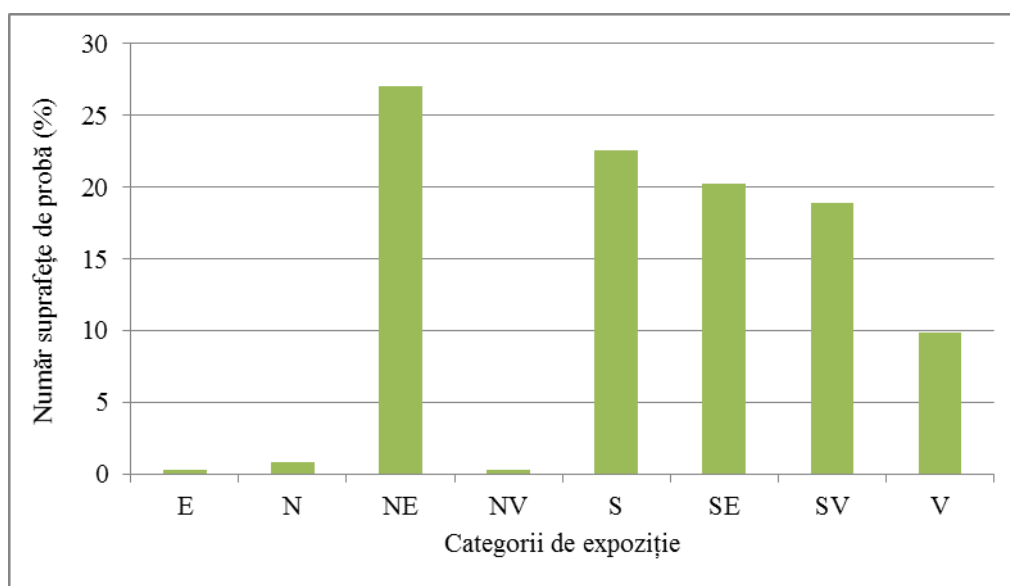


Figura 12. Distribuția frecvenței numărului de suprafețe de probă în raport cu expoziția terenului

Expoziția este un factor ce influențează caracteristicile ecosistemului forestier, întrucât determină intensitatea radiațiilor solare ajunse la sol, cu efecte asupra compoziției, productivității, stării de vegetație, a diversității faunei și florei arboretelor, precum și a existenței habitatelor acvaticice etc.

5.1.1.3 Înclinarea

Frecvența cea mai ridicată o reprezintă suprafețele de probă amplasate pe terenuri cu înclinare cuprinsă între 16-20°, respectiv 51,2% din total, după care cele din categoria 11-15° ce sunt în proporție de 20,6%. Urmează cele din clasa 21-25° cu un procent de 17,5%. Suprafețele de probă de pe terenurile cu pantă accentuată ($>35^\circ$) sunt în proporție de 5,1%, pe când cele amplasate în zone plane sau cu pante reduse (0-10°) au fost constatate în doar 4,3% din cazuri (figura 13).

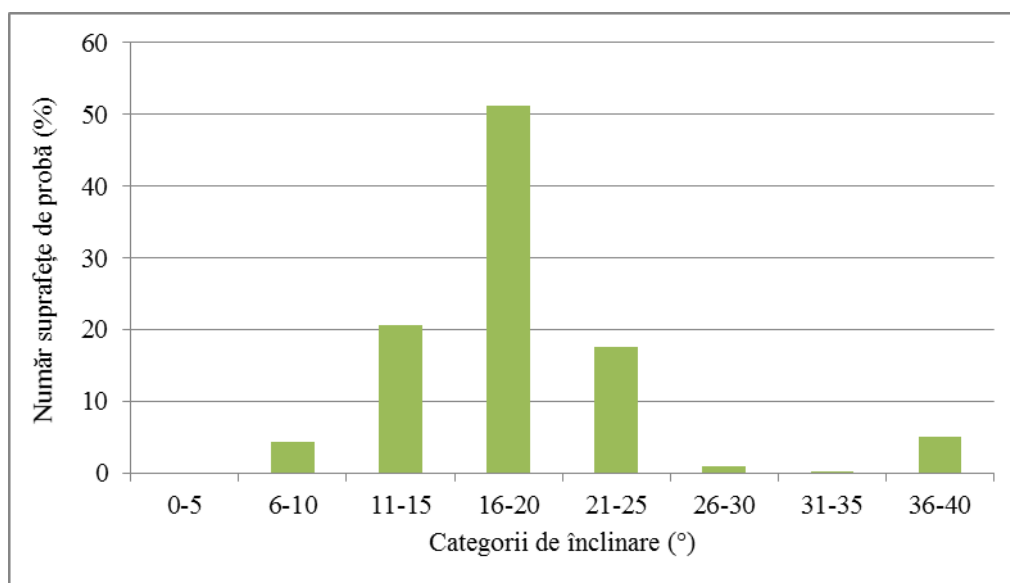


Figura 13. Distribuția frecvenței numărului de suprafețe de probă în raport cu înclinarea terenului

Predomină terenurile cu pantă redusă și moderată (0-25°), fapt ce are efecte asupra condițiilor staționale și de vegetație a arboretelor studiate, 94,5% dintre acestea fiind încadrate în clasele I și a II-a de producție. Există o diferențiere clară, din punct de vedere al conformației și al dimensiunilor, între arborii ce vegetează pe terenuri cu înclinare ridicată și cei de pe terenuri slab înclinate sau platouri.

5.1.2. Structura arboretului

5.1.2.1. Compoziția

Compoziția generală a zonei studiate este caracteristică pădurilor de amestec din etajul de vegetație FM₂. Speciile principale din compoziție sunt molidul (*Picea abies*) 53%, bradul (*Abies alba*) 25% și fagul (*Fagus sylvatica*) 20 %. Acestea se asociază cu paltinul de munte (*Acerpseudoplatanus*), mesteacănul (*Betula pendula*), salcia căprească (*Salix capreae*), laricele (*Larix decidua*), plopul tremurător (*Populus tremula*), ulmul de munte (*Ulmus glabra*), paltinul de câmp (*Acer platanoides*) și aninul alb (*Alnus incana*), ce apar diseminat în proporție de 3% (figura 14)

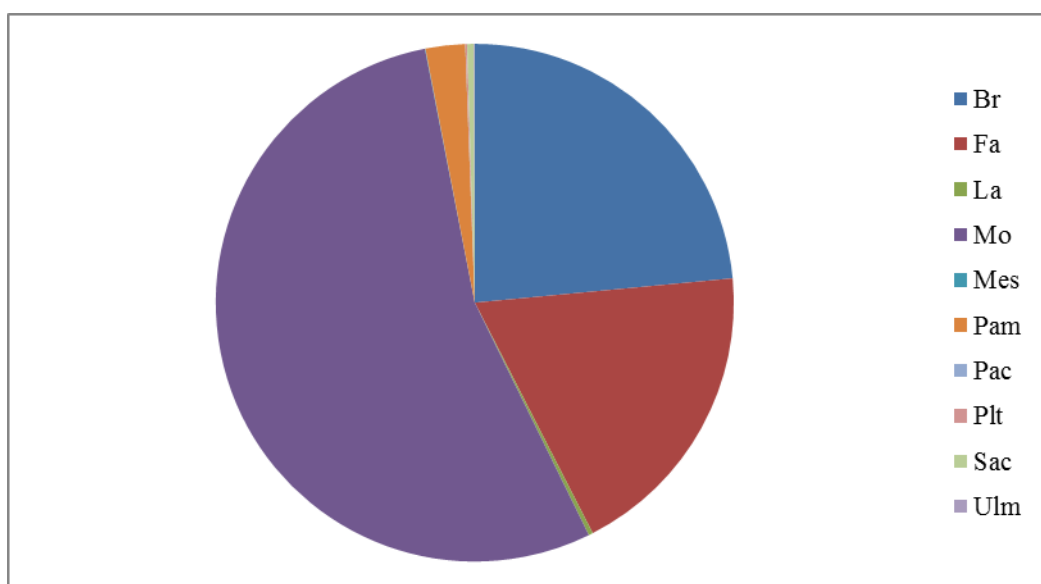


Figura 14. Distribuția pe specii a arborilor inventariați

O importanță deosebită o reprezintă modul de constituire a amestecurilor de specii: mărimea și numărul buchetelor din arboret contribuine esențial la frecvența și distribuția populațiilor din partea superioară a piramidei trofice.

5.1.2.2. Structura pe diametre

Întrucât condițiile climatice, orografice și edafice sunt favorabile, arboretele din suprafața studiată sunt în cea mai mare parte de productivitate

superioară, arborii ating la vârsta exploatabilității mari dimensiuni, diametrul maxim măsurat fiind 112 cm.

Distribuția numărului de suprafețe de probă în raport cu diametrul mediu al arborilor este variabilă, cele mai numeroase fiind cele încadrate în categoria 41-50 cm cu un procent de 30,28%, după care cele din clasa 31-40 cm ce au fost în proporție de 26,78%. Urmează suprafețele de probă a căror arbori au avut un diametru mediu între 51 și 60 cm cu o cotă de 13,59% din total și cele din categoria 21-30 cm constatate în 12,65% din cazuri. De asemenea, s-au mai constatat și 2 suprafețe de probă în care arborii inventariați erau de mari dimensiuni, diametrul mediu al acestora fiind cuprins între 71 și 80 cm, respectiv între 81 și 90 cm (figura 15).

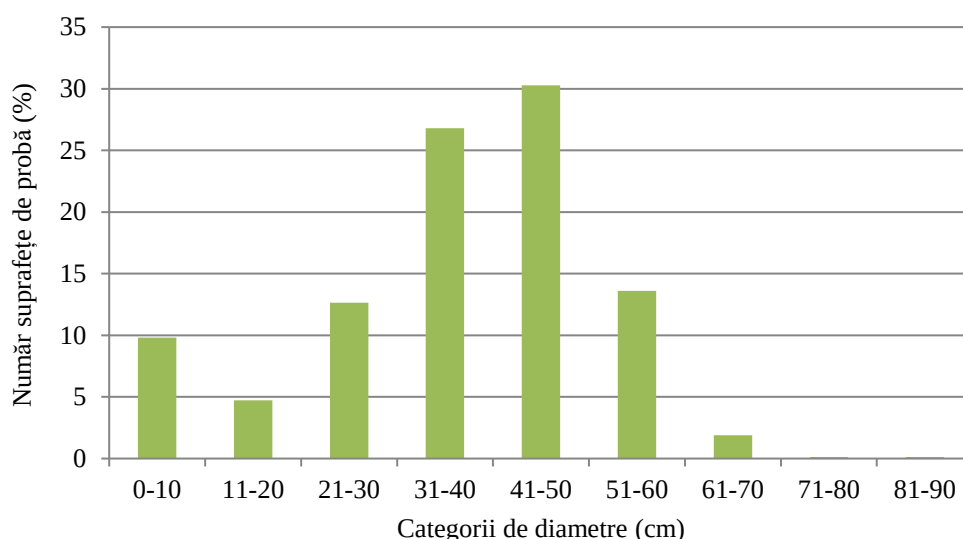


Figura 15. Distribuția frecvenței numărului de suprafețe de probă în raport cu diametrul mediu al arborilor

Diametrul este o variabilă direct dependentă de vârstă. Procentul scăzut al suprafețelor de probă cu arbori de mici dimensiuni este explicat de structura pe clase de vârstă ce este profund dezechilibrată, cu un excedent de arborete exploatabile, datorită neexecutării la timp a tratamentelor, sau aplicării lor pe o perioadă lungă, sau ca urmare a apariției produselor accidentale (figura 16).

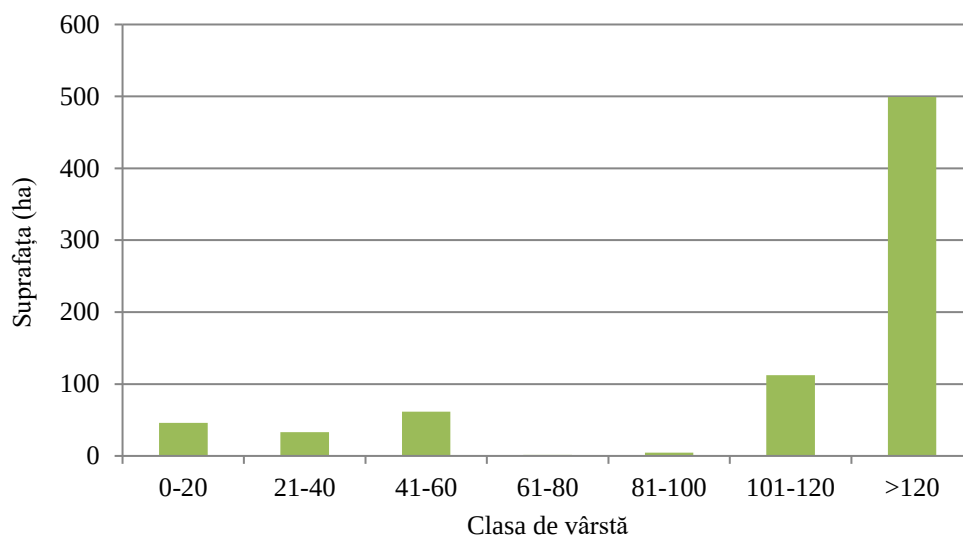


Figura 16. Structura pe clase de vârstă a arboretelor analizate

Faptul că un procent de 68% din suprafață este acoperită cu păduri de peste 120 de ani reprezintă un dezavantaj pentru managementul silvic, dar este un aspect favorabil din punctul de vedere al extinderii și conservării biodiversității. De altfel, lucrarea prezentă reliefează acest fapt.

5.1.2.3. Consistența

Consistența este de asemenea dependentă de vârstă și este o caracteristică ce influențează procesele ce au loc în ciclul general al ecosistemelor forestiere: regenerare, competiție, creștere și dezvoltare, fenomene perturbatoare produse de vânt, zăpadă, soare, procesele edafice etc.

Suprafețele de probă în care gradul de acoperire al coronamentului a avut valoarea 0,8 au fost constatate în 29,4% din cazuri, urmate de cele cu consistența 0,7 (18,7%), 0,6 (14,29%) și 0,5 (12,07%). În proporție de doar 0,69 % din totalul suprafețelor de probă inventariate au fost identificate cele din categoriile de consistență 0,1 respectiv 1 (figura 17). Variația valorilor acestui este dată de heterogenitatea arboretelor analizate.

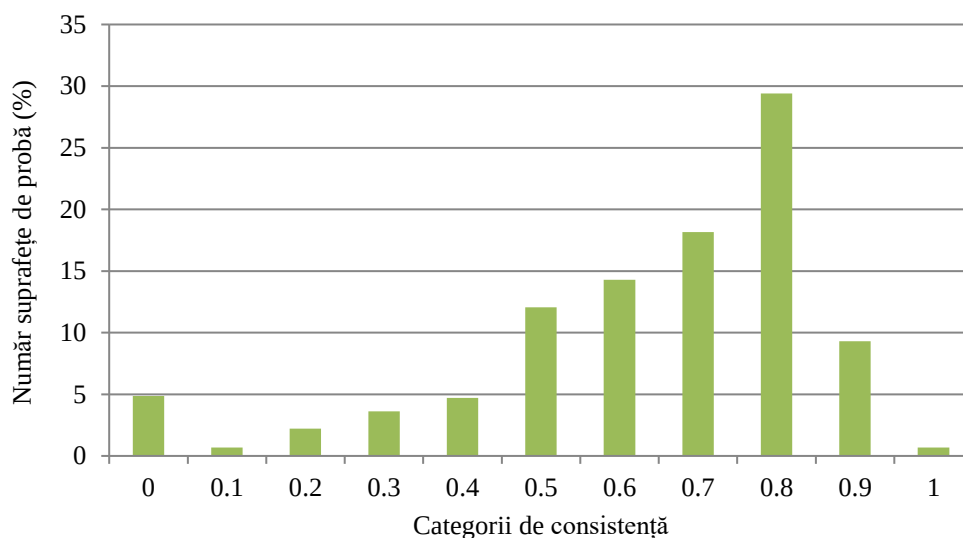


Figura 17. Distribuția frecvenței numărului de suprafețe de probă în raport cu consistența

5.1.2.4. Tipul de ecosistem

Arboretele studiate sunt constituite în proporție de 78% din molid și brad, drept urmare tipul de ecosistem predominant este Molideto - brădet, înalt și mijlociu productiv, cu mull (mull - moder), pe soluri brune - brune luvice, eumezobazice și brune acide mezobazice, hidric echilibrate, cu *Oxalis* – *Dentaria* – *Asperula* (2216), tipul de pădure Molideto- brădet, normal cu floră de mull (1211). Suprafața ocupată este de 593,5 ha.

Întrucât fagul participă în compoziția arboretelor de rășinoase cu un procent de 20%, tipul de ecosistem Molideto – făgeto - brădet, înalt și mijlociu productiv, cu mull (mull - moder), pe soluri brune tipice, rendzinice și luvice, eu - și mezobazice sau brune feriiluviale, oligomezobazice, hidric bine echilibrate, cu *Oxalis* – *Dentaria* - *Asperula* (2316), tipul de pădure Amestec normal de rășinoase și fag cu floră de mull (1311), este al doilea cel mai bine reprezentat. Suprafața ocupată este de 125,3 ha (17%).

Sporadic, pe o suprafață totală de 38 de ha (5%) au fost constatate și tipurile de ecosisteme 2228 (23,2 ha), 2237 (2,1 ha), 3226 (9,2 ha) și 3316 (33,3 ha). Apariția acestora a fost determinată de unele caracteristici orografice și

staționale particulare: soluri cu drenaj imperfect gleizate în adâncime sub influența apei freatice, soluri scheletice etc (figura 18).

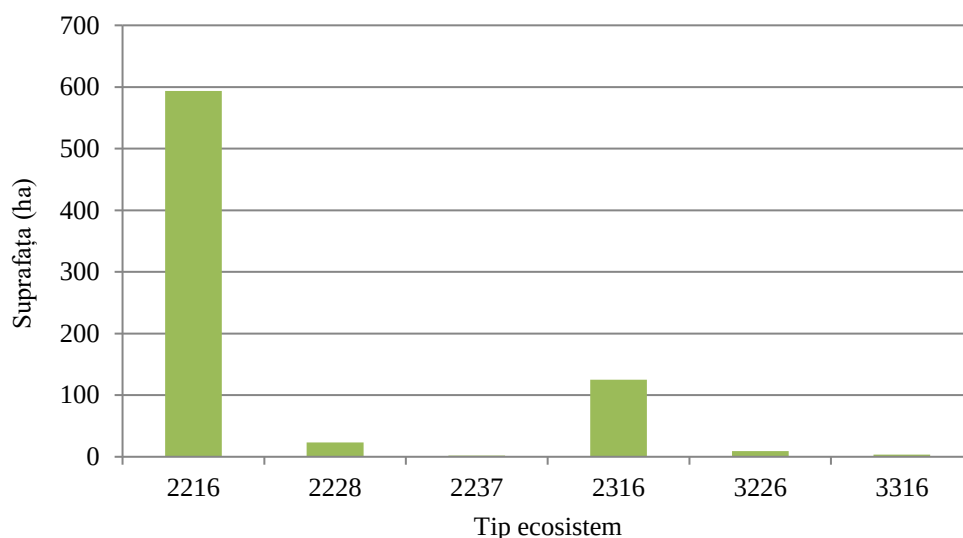


Figura 18. Distribuția suprafeței analizate pe tipuri de ecosisteme

Faptul că tipul de ecosistem 2216 ocupă 80% din suprafață, reprezintă un avantaj nu numai pentru dezvoltarea arborilor, dar mai ales pentru celelalte componente ale biodiversității. Prezintă importanță și modul de construcție a mozaicului spațial al tipurilor de ecosisteme, aceasta contribuind în mare măsură la creșterea diversității.

Indicele Shannon calculat pe distribuția diametrelor exprimă fidel variabilitatea structurală a unui arboret, fiind un instrument valoros în diferențierea și evaluarea sintetică a diferitelor tipuri de structuri. Comparativ cu diversitatea structurală a unor păduri naturale din Bucovina, în care acest indice ia valori mai mari de 4, pe suprafețele de probă inventariate în cadrul tezei, în arborete gospodărite, nivelul maxim este de 2,93. La nivel de unitate amenajistică valorile variază de la 0 la 3,52, ceea ce probează o variabilitate structurală mai ridicată în interiorul arboretelor.

Distribuția suprafețelor de probă în raport cu valoarea indicelui Shannon, este variabilă, cele mai numeroase fiind cele în care acesta a variat între 2 și 2,93 (50,1%) după care cele în care indicele a înregistrat valori cuprinse între 1 și 2 (37,9%), urmând cele cu valori între 0 și 1 (12%) (figura 19).

determinate în funcție de diametrul arborilor. Nivelul de corelație dintre cele două variabile este unul foarte semnificativ ($R=0,734$). Corelația lineară dintre indicele Shannon, ca purtător de informație al gradului de organizare al arboretelor, explică 53% din variabilitatea I.B.P.

Astfel, se conchide că varietatea ridicată a diametrelor arborilor influențează nivelul biodiversității. Arboretele constituite din arbori din toate clasele de diametre au o structură verticală heterogenă, aceasta din urmă își pune accentul asupra compoziției, lemnului mort pe picior și al celui doborât la suprafața solului, care are dimensiuni variabile, iar numărul și diversitatea microhabitatelor asociate arborilor sunt ridicate.

5.2 Variația diferitelor componente ale biodiversității

5.2.1 Factori dependenți de managementul forestier

5.2.1.1 Stratificarea verticală a vegetației.

La nivel de suprafață de probă, numărul straturilor de vegetație a variat de la 1 la 3, valoarea medie fiind de 1,73. În 280 de suprafețe s-a identificat un singur strat, în 360 două strate iar în 81 trei strate de vegetație (figura 21). Media notelor acordate acestui factor a fost 0,23.

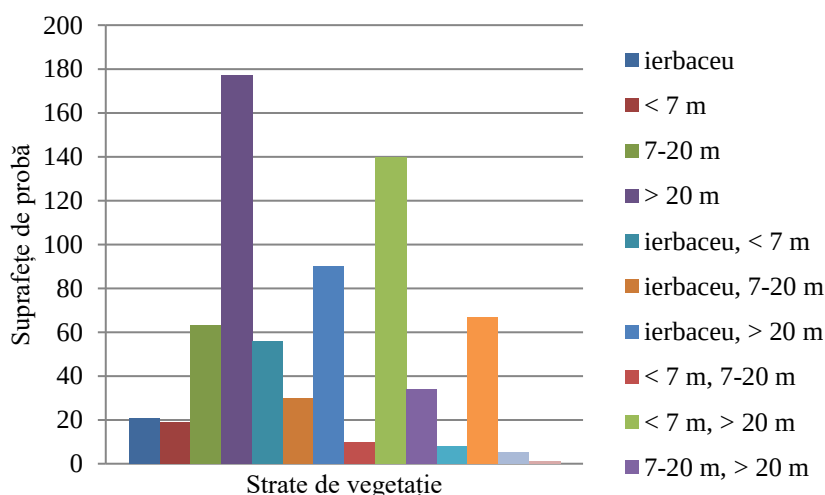


Figura 21. Distribuția numărului de suprafețe de probă în funcție de stratele de vegetație identificate

Dintre toate cele 4 strate de vegetație luate în calcul, cel mai bine reprezentat a fost cel al arborilor cu înălțimea de peste 20 de metri ce a fost identificat pe 71% din suprafața parcursă, în timp ce etajul arborilor dominați sau din etajul al II-lea cu înălțimea cuprinsă între 7 și 20 m a fost constatat pe doar 20% din suprafață.

Stratificarea verticală a vegetației se corelează pozitiv cu consistența, vârsta și categoria funcțională a arboretelor.

Tabelul 5. Analiza multivariată a factorilor de influență a stratelor de vegetație

	Coefficients	Standard Error	t Stat	P-value
	2,065667159	0,344456865	5,996881956	3,74176E-09
Compoziția	0,026189941	0,026073527	1,004464853	0,315616453
Altitudinea	-0,000244719	0,000260775	-0,93842882	0,348454784
Consistența	-0,3820543	0,111966523	-3,41221904	0,000693972
Vârsta	0,002563078	0,000782625	3,274974702	0,001126297
Panta	0,001160747	0,004856713	0,238998367	0,811199939
Categoria funcțională	-0,112174183	0,037329583	-3,0049675	0,002782753
Tip de pădure	-0,000158532	0,000204405	-0,77557804	0,438346723
Expoziție	-0,013637293	0,016620484	-0,82051114	0,412296458
CLP	0,031417397	0,061024446	0,51483297	0,606886008
R²	0,06102737			
R	0,247037183			

$$Ns = -0,38K + 0,002V + 0,22V - 0,11CF + 2,06 \quad (10)$$

unde: *Ns* reprezintă numărul stratelor de vegetație, *K* semnifică consistența, *V* exprimă vârsta arboretelor (ani), *Cf* simbolizează categoria funcțională.

Stratificarea verticală a vegetației dintr-un arboret este determinată într-o mare măsură de vârsta acestuia ($p < 0,01$). Astfel, numărul mediu al stratelor are cea mai redusă valoare în arboretele încadrate în clasa a IV-a de vârstă, datorită eșantionului redus, iar cele mai ridicate sunt corespunzătoare celor cu vârsta cuprinsă între 1-20 de ani, respectiv 101-120 de ani (figura 22). De altfel, acestea din urmă prezintă o valoare ridicată a coeficientului de variație calculat

în raport cu numărul strater de vegetație (tabelul 6), ceea ce indică o heterogenitate a dispunerii pe verticală a vegetației forestiere la vârste înaintate.

Prezența a trei strate de vegetație a fost constată doar în arboretele cu vârsta de peste 105 ani.

Tabelul 6. Valorile indicatorilor variabilității calculate pentru stratificarea verticală a vegetației în raport cu vârsta arboretelor

Indicator	Clase de vârstă						
	0-20	21-40	41-60	61-80	81-100	101-120	>120
Minima	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
Maxima	3,00	2,00	3,00	1,00	2,00	3,00	3,00
Amplitudinea de variație	2,00	1,00	2,00	0,00	1,00	2,00	2,00
Media	1,81	1,35	1,26	1,00	1,67	1,76	1,79
Varianta	0,22	0,24	0,26	0,00	0,33	0,45	0,44
Abaterea standard	0,46	0,48	0,51	0,00	0,47	0,67	0,66
Coeficientul de variație	25,51	35,32	40,32	0,00	28,28	37,99	36,87

În suprafețele de probă cu consistența de 0,4, s-au identificat un număr mediu de 2,03 strate de vegetație, valoare dublă față de cea înregistrată în cele cu consistență plină ($p < 0,01$). Raportat la categoria funcțională, valoarea maximă se înregistrează în arboretele încadrate în categoria 1-2A ($p < 0,05$).

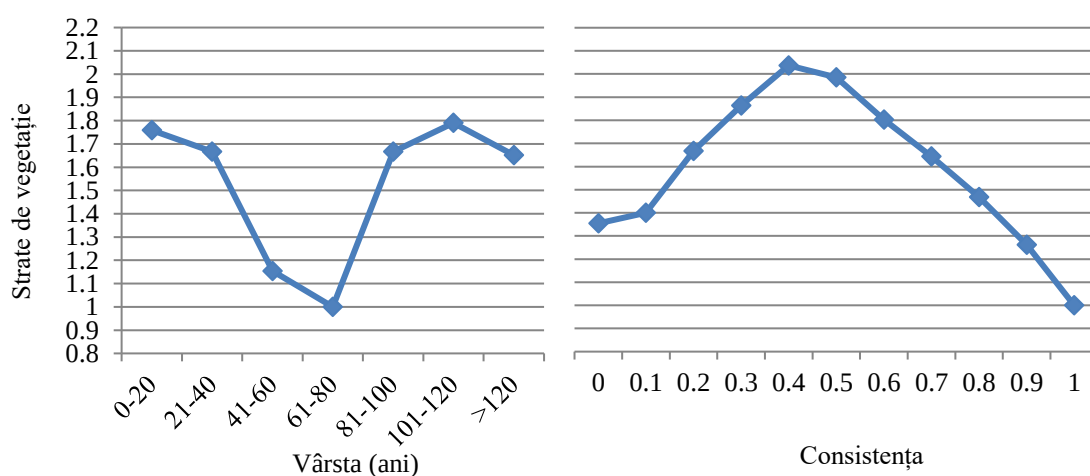


Figura 22. Variația numărului de strate de vegetație în raport cu vârsta și consistența arboretelor

Discuții

O structură verticală omogenă este caracteristică zonelor deschise în care stratul IV - ierbaceu este singurul prezent. În această categorie au fost încadrate terenurile administrative, cele destinate asigurării hranei vânatului, depozitele permanente amplasate în zonele limitrofe drumurilor forestiere ce sunt menținute în această stare prin lucrările cu caracter administrativ aplicate. De asemenea, un singur strat de vegetație, respectiv stratul II - arbori cu înălțimea cuprinsă între 7 și 20 m sau stratul I – arbori cu înălțimi de peste 20 m a fost înregistrat în arboretele încadrate în clasele a III-a (41-60 ani) și a IV-a (61-80 de ani) de vârstă, rezultat firesc prin prisma faptului că la această vârstă (41-80 de ani) coronamentul arboretului are un profil continuu cu o consistență medie aproape plină (0,77), caracteristici ce restricționează cantitatea de lumină ce ajunge la suprafața solului (Dai 1996, Geiger et al. 2009, Lieffers et al, 1999).

Structura verticală heterogenă, caracterizată prin prezența a două sau trei strate de vegetație a fost constatată în arboretele cu vârsta sub 40 de ani, precum și în cele de peste 80 de ani. Explicația este dată de faptul că vârsta medie a arboretelor încadrate în primele două clase de vârstă este de 19,1 ani, acestea se află în faza de prăjiniș, perioadă în care tânărul arboret se află încă în competiție cu subarboretul și pătura ierbacee (Florescu și Nicolescu, 1998). Pentru cea de-a doua situație, explicația derivă din faptul că vârsta medie a arboretelor este de 127,7 ani, vârstă până la care acestea au fost afectate de perturbări sau au fost parcurse cu diverse lucrări și tratamente ce au dus la scăderea consistenței până la o valoare medie de 0,62, fiind create condiții favorabile de dezvoltarea a stratului ierbaceu și a celui subarborescent (Zavitkovski 1976, Vales 1986).

Stratificarea verticală ia valori crescătoare și în raport cu categoria funcțională în care acestea sunt încadrate, de la cele cuprinse în categoria 1-5 H – ”Păduri stabilite ca rezervații pentru producerea de semințe forestiere și conservarea genofondului forestier (T. II)” la cele din 1-2 A – „Arborete situate pe stâncării, pe grohotișuri și pe terenuri cu eroziune în adâncime și pe terenuri

cu înclinarea mai mare de 30° pe substrate de flîș (facies marnos, marno-argilos și argilos), nisipuri, pietrișuri și loess, precum și cele situate pe terenuri cu înclinare mai mare de 35°, pe alte substrate litologice”.

O posibilă explicație a acestui rezultat poate fi dată de măsurile de gospodărire aplicate de-a lungul timpului în cele două categorii de arborete (O.M. 945/2012, Amenajamentul U.P. II Ursoaia, 2009).

5.2.1.2 Diversitatea specifică.

Compoziția generală a zonei studiate este caracteristică pădurilor de amestec de rășinoase cu fag. Speciile principale din compoziție sunt molidul (*Picea abies*) 53%, bradul (*Abies alba*) 25% și fagul (*Fagus sylvatica*) 20 %. Speciile principale din compoziție se asociază cu paltinul de munte (*Acerpseudoplatanus*), mesteacănul (*Betula pendula*), salcia căprească (*Salix capreae*), laricele (*Larix decidua*), plopul tremurător (*Populus tremula*), ulmul de munte (*Ulmus glabra*), paltinul de câmp (*Acer platanoides*) și aninul alb (*Alnus incana*), ce apar diseminat în proporție de 3%.

S-au constatat un număr de 18 suprafețe de probă în care nu exista vegetație lemnoasă, 57 în care s-a identificat o singură specie și 183 în care erau prezente două specii de arbori. În aceste situații nota acordată acestui factor a fost 0. În 393 de suprafețe de probă s-au înregistrat 3 specii de arbori și 50 în care au fost constatate 4 specii, cazuri în care s-a atribuit nota 2. În 20 de suprafețe s-au înregistrat 5 sau 6 specii, drept pentru care s-a acordat nota maximă 5. Media aritmetică a notelor a fost de 1,34.

Diversitatea specifică se corelează pozitiv cu consistența, altitudinea și expoziția terenului.

Tabelul 7. Analiza multivariată a factorilor de influență a diversității specifice

	Coefficients	Standard Error	t Stat	P-value
	0,193930259	0,582244715	0,3330735	0,739208
Stratificarea verticală	0,073182944	0,070860695	1,032772	0,302171
Consistența	0,511457552	0,182775417	2,7982841	0,00532
Vârsta	-0,001192467	0,001306956	-0,912401	0,361963
Categoria funcțională	0,066084857	0,05932522	1,1139421	0,265798
Tip pădure	0,000435033	0,000336046	1,2945617	0,196023
CLP	-0,10479628	0,100937923	-1,038225	0,299628
Altitudinea	0,001634238	0,000424561	3,8492419	0,000133
Expoziția	0,062852794	0,027117684	2,3177788	0,020833
Panta	0,002527976	0,008030644	0,3147912	0,753041
R²	0,059918273			
R	0,244782092			

$$Ns = 0511K + 0,001A + 0,06E + 0,193 \quad (11)$$

unde: Ns reprezintă numărul speciilor de arbori, K semnifică consistența, A exprimă altitudinea (2), E simbolizează expoziția terenului.

Valorile medii ale numărului de specii de arbori au fost cele mai ridicate în suprafețele de probă situate în categoria altitudinală 800 - 1000 m, iar cele mai scăzute în zona 601 – 800 m (figura 26). Diversitatea specifică înregistrează valori maxime în suprafețele de probă cu consistența de 0,3 și minime în cele cu 0,1. Valorile acestui factor sunt maxime pe terenuri cu expoziții însoțite și parțial însoțite și minime pe cele umbrite și parțial umbrite (figura 23).

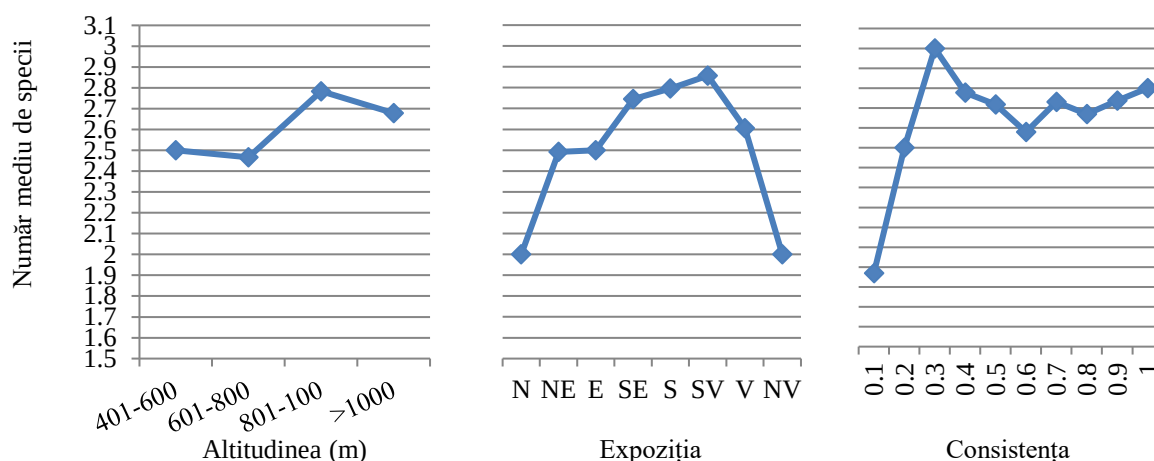


Figura 23. Variația numărului de specii de arbori în funcție de altitudine, expoziție și consistența arboretului

Discuții

Diversitatea specifică a stratului arborescent prezintă importanță ecologică, întrucât pădurile multispecifice susțin o mai mare diversitate de habitate. Numărul mediu de specii din fiecare suprafață de probă crește o dată cu creșterea altitudinii terenului până la o valoare maximă, corespunzătoare categoriei altitudinale 801-1000 m, după care diversitatea specifică începe să scadă. Cauzele acestei variații sunt de natură ecologică și interspecifică. (Gardère 1995, Szwagrzyk et al. 2001, Collet et al. 2001, Clinovschi 2005, Șofletea și Curtu 2007, Collet et al. 2008, Vrska et al. 2009, Ficko et al. 2011, Klopčic și Boncina 2011) (figura 24).

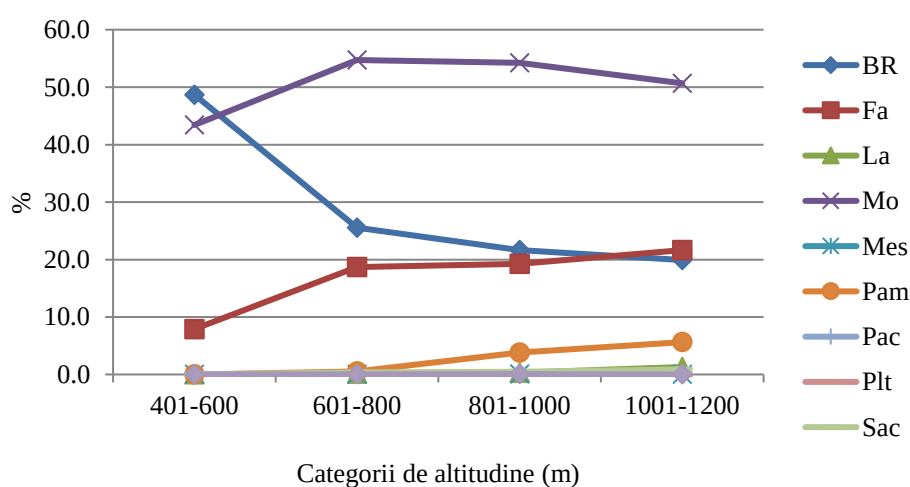


Figura 24. Distribuția proporției speciilor de arbori în raport cu altitudinea terenului

5.2.1.3 Arbori în viață de mari dimensiuni.

Pe suprafața inventariată, arborii au avut diametre cuprinse între 8 cm și 112 cm, fiind înregistrați în medie un număr de 241 arbori/ha. Diametrul mediu al arborilor inventariați este de 33,8 cm, iar pe specii acesta este de 33,1 cm la molid, 40,1 cm la brad, 30,1 cm la fag, 23,75 cm la paltin de munte, 39,1 cm la mesteacăn, 14,0 cm la salcie căprească, 26,5 cm la larice, 38,3 cm la plop tremurător, 19,3 cm la ulm de munte și 23,7 cm la paltin de câmp (figura 25).

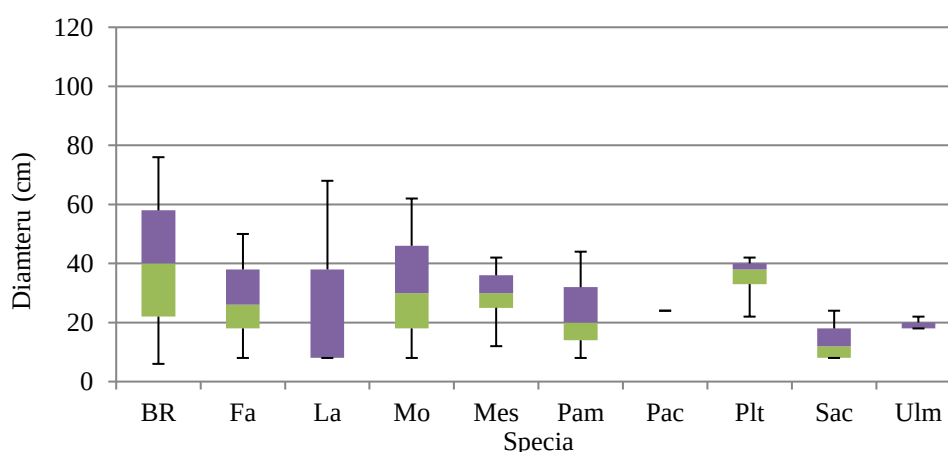


Figura 25. Diametrul mediu al arborilor în raport specia

La nivelul întregii suprafețe, distribuția pe categorii de diametre a tuturor arborilor este una de tip Liocourt (J inversat), cu un număr de arbori descrescător de la clasele mici spre cele mari (figura 26). Același tip rezultă și dacă se construiesc distribuții separate pentru speciile principale de arbori: molid, brad și fag (figura 27).

Numărul arborilor variază în raport cu diametrul acestora, fiind ridicat în categoriile de diametre mici și redus în cele mari. Corelația existentă între cele două variabile este foarte înaltă ($R = 0,939255$). Aceeași tendință se păstrează și în cazul celor 3 specii principale ce intră în compoziția arboretelor, coeficientul de corelație calculat având o valoare foarte ridicată.

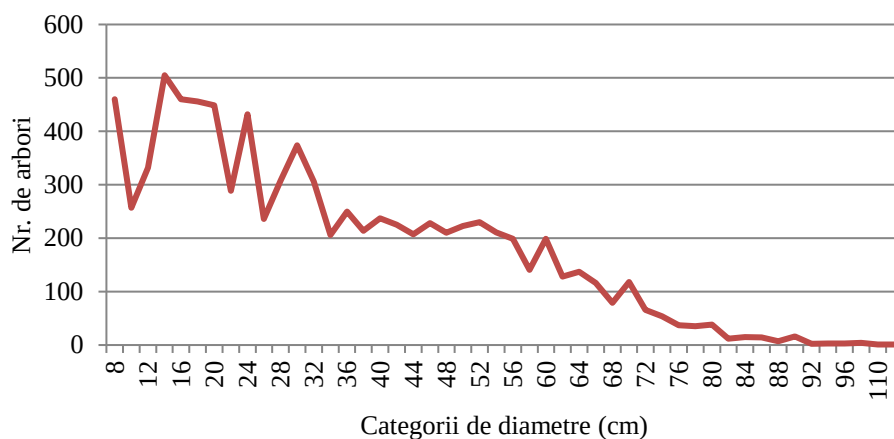


Figura 26. Distribuția nr. de arbori pe categorii de diametre

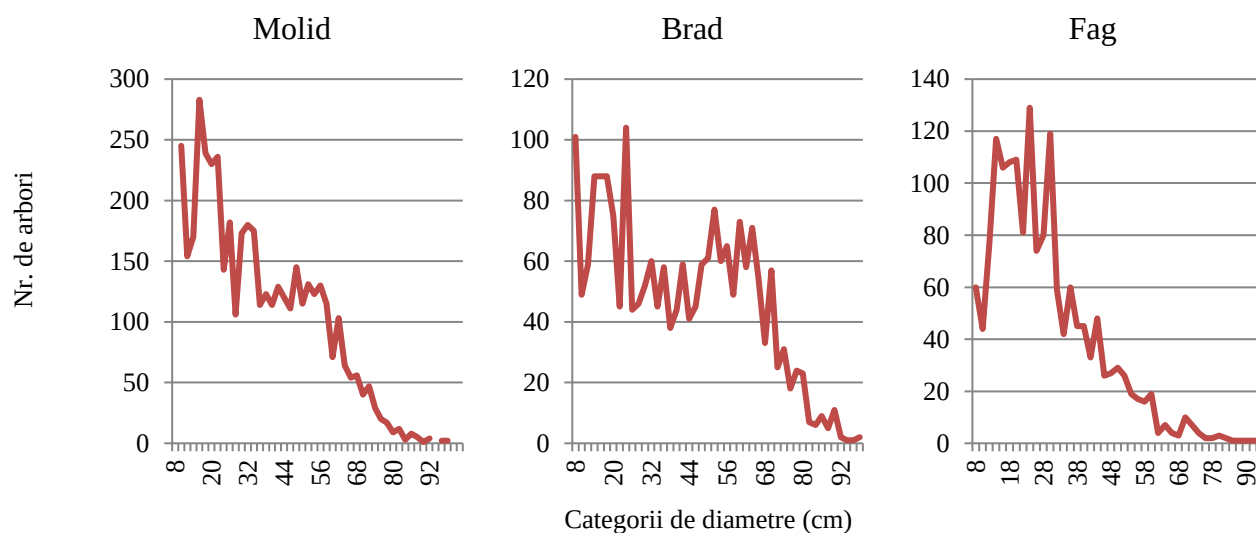


Figura 27. Distribuția nr. de arbori pe categorii de diametre, în raport cu specia

Pentru grupa I funcțională diametrul mediu al arborilor inventariați a fost de 38 de cm, cu 10 cm mai mare decât al arborilor inventariați în arboretele din grupa a II-a, rezultat semnificativ din punct de vedere statistic (Kruskal-Wallis $K=299,8735445$, $p<0,001$), cea mai ridicată valoare medie fiind înregistrată în arboretele încadrate în categoria funcțională 1-5H (Kruskal-Wallis $K=348,4199735$, $p<0,001$) (figura 28).

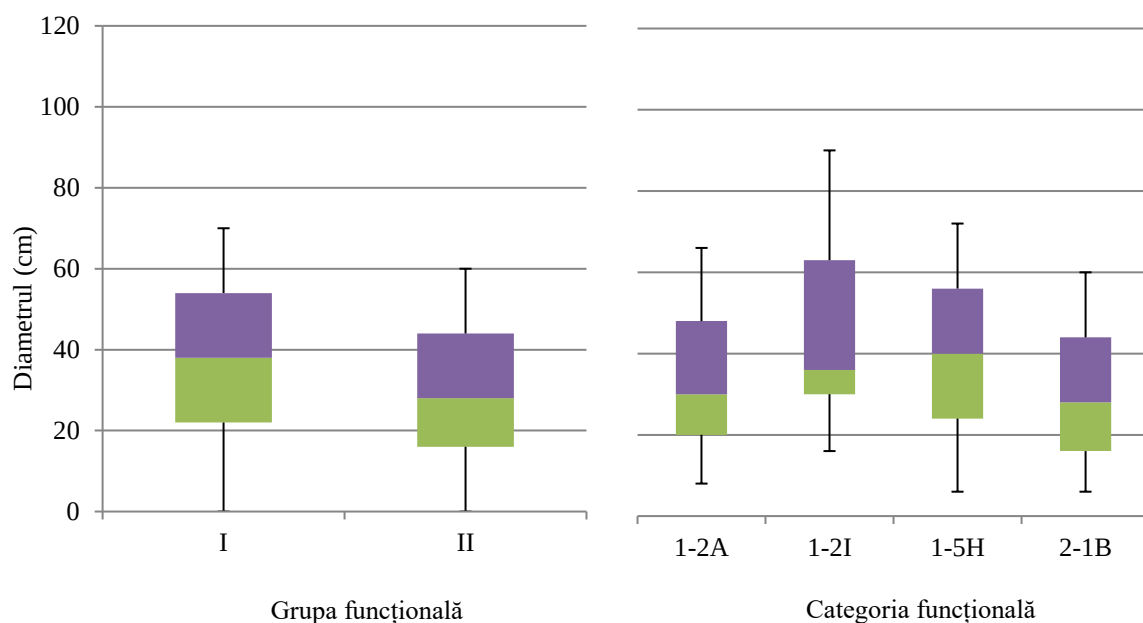


Figura 28. Diametrul mediu al arborilor în raport cu grupa funcțională/categoria funcțională

Pe suprafața analizată au fost inventariați un număr de 416 arbori cu diametrul de peste 70 cm, ceea ce reprezintă în medie un număr de 11 piese/ha, raportat la întreaga suprafață studiată. Dintre aceștia, 219 sunt din specia brad, 160 molid, 35 fag, 1 larice și 1 paltin de munte.

La nivel de suprafață de probă, numărul arborilor de mari dimensiuni a fost cuprins între 0 și 6. Valorile medii și maxime sunt superioare în suprafețele de probă amplasate în arboretele încadrate în grupa I funcțională, comparativ cu cele din grupa a II-a. În suprafețele de probă amplasate în u.a.-urile din grupa I, valoarea medie a notelor acordate acestui factor este de 2,83, față de 1,42 în cele din grupa a II-a funcțională. Media notelor atribuite a fost 1,83.

Numărul arborilor de mari dimensiuni/ha se corelează pozitiv cu specia de arbore, consistența și vârsta arboretului, tipul de ecosistem, grupa funcțională și altitudinea terenului.

Tabelul 8. Analiza multivariată a factorilor de influență a numărului de arbori de mari dimensiuni

	Coefficients	Standard Error	t Stat	P-value
	-12,75594369	2,815297567	-4,53094	6E-06
Stratificarea verticală	0,043397895	0,35219698	0,1232205	0,90194
Compoziția	1,309701775	0,150172383	8,7213224	3,5E-18
Consistența	0,824490774	0,410529826	2,0083578	0,04465
Vârsta	0,224881647	0,00584233	38,491771	2E-291
Tipul de ecosistem	0,004414016	0,001651474	2,6727731	0,00754
Categoria funcțională	1,32804847	0,294676034	4,5068086	6,7E-06
Panta	-0,019393677	0,03667909	-0,528739	0,597
Altitudinea	0,016856184	0,002087249	8,0757902	8E-16
Expoziția	-0,182884037	0,127231177	-1,437415	0,15065
R²	0,276226451			
R	0,525572498			

$$Na = 1,3C + 0,82K + 0,22V + 0,004TP + 1,32CF + 0,01A - 12,75 \quad (12)$$

unde: Na reprezintă numărul arborilor de mari dimensiuni (N/ha), K este consistența, V exprimă vârsta arboretelor (ani), Cf simbolizează categoria funcțională, iar A înseamnă altitudinea terenului (m).

Arborii cu diametre de peste 70 cm au fost inventariați în arboretele cu vârsta medie de 128 de ani și sunt în proporție de 91% din speciile molid și brad. În arboretele încadrate în grupa I funcțională au fost înregistrați în medie 20 arbori de mari dimensiuni/ha, față de 8 arbori/ha în cele din grupa a II-a. Defalcăt pe categorii funcționale, s-au inventariat un număr de 17 arbori în parcelele încadrate în 1-2A (8,9/ha), 2 arbori în 1-2I (40/ha), 181 de arbori în 1-5H (22,6/ha) și 516 arbori în 2-1B (8,5/ha). Cel mai mare număr de arbori de mari dimensiuni s-a constatat în arboretele corespunzătoare tipului de ecosistem 2316, iar cel mai redus în cele din 2228.

Discuții

Suprafața studiată este situată în etajul montan inferior al amestecurilor de fag cu rășinoase (FM₂), pe stațiuni ce sunt în proporție de 99% de bonitate

superioară. Condițiile climatice și edafice caracteristice acestor tipuri de stațiuni, sunt favorabile speciilor principale din compoziția arboretelor (molid, brad și fag) lucru ce explică numărul ridicat de arbori de mari dimensiuni (11 piese/ha) ce au fost identificați pe suprafața studiată. Odată cu zonarea funcțională a fondului forestier al României, fiecărui arboret în parte i s-au atribuit anumite funcții, iar pentru îndeplinirea lor s-au stabilit și reguli privitoare la gestionarea acestorace au avut consecințe asupra structurii verticale și orizontale a acestora. Numărul mare al arborilor de mari dimensiuni/ha, înregistrați în parcelele încadrate în categoria funcțională 1-5 H, se datorează faptului că în acestea procesul de producție nu este reglementat, nu este stabilită o vârstă a exploatabilității, sunt extrase cu ocazia lucrărilor de igienă doar exemplarele rău conformate, rupte și doborâte, cu valoare genetică redusă, din specia sau speciile ce nu formează obiectul rezervației. Spre deosebire, în cele din categoria 2-1 B, funcția principală este cea de producere a arborilor groși, este stabilită prin amenajamentul silvic o vârstă a exploatabilității, ceea ce face ca doar o parte redusă din arbori ating diametre de peste 70 cm. În arboretele cu consistența cuprinsă între 0,6 și 0,8, atât diametrul mediu al arborilor, cât și numărul arborilor de mari dimensiuni au fost cele mai ridicate, datorită vârstei înaintate a acestor arborete, ce variază de la 102 la 115 ani. Un alt motiv îl constituie arboretele ce alcătuiesc rezervația de semințe "Ursoaia", a căror consistență este cuprinsă între 0,7 și 0,8 și în care au fost constatați cei mai mulți arbori de mari dimensiuni/ha. Numărul arborilor de mari dimensiuni raportat la tipul de ecosistem variază de la 1 piesă/ha în molideto - brădetele încadrate în tipul 2228, până la un număr de 11 piese/ha⁻¹ în amestecurile de rășinoase cu fag din tipul 2316, vârsta fiind factorul ce determină variația.

5.2.1.4 Lemnul mort aflat la suprafața solului

Pe suprafețele de probă inventariate au fost identificate un număr total de 576 trunchiuri sau părți din trunchiuri de arbori aflate la suprafața solului, acest rezultat reprezintă un număr de 16 piese/ha⁻¹, raportat la întreaga suprafață

studiată. La nivel de suprafață de probă numărul acestora a variat de 0 la 6. S-au constatat un număr de 386 de suprafețe de probă în care nu au fost identificate trunchiuri sau părți de trunchiuri de arbori căzute la suprafața solului, caz în care s-a atribuit nota 0. În 169 de suprafețe s-a înregistrat o singură piesă iar în 82 erau prezente două piese de lemn mort. În aceste situații nota acordată acestui factor a fost 2. În 64 de suprafețe de probă s-au identificat peste 3 piese, fapt ce a impus acordarea notei maxime 5. Media notelor a fost de 2,18. Prezența trunchiurilor de lemn mort aflate la suprafața solului se corelează pozitiv cu vârsta arboretului, categoria funcțională, panta, altitudinea și expoziția terenului (tabelul 9).

Tabelul 9. Analiza multivariată a factorilor de influență a lemnului mort aflat la suprafața solului

	Coefficients	Standard Error	t Stat	P-value
	-2,24093262	0,586406312	-3,821	0,0001
Stratificarea verticală	-0,01460465	0,071490247	-0,204	0,8382
Compoziția	0,040986437	0,043260972	0,9474	0,3438
Consistența	-0,15826344	0,185486217	-0,853	0,3939
Vârsta	0,006359201	0,001258085	5,0547	6E-07
Tipul de pădure	0,000200793	0,000332287	0,6043	0,5459
Categoria funcțională	-0,12280688	0,058416127	-2,102	0,036
Panta	0,018084947	0,008046751	2,2475	0,025
Altitudinea	0,001857504	0,00042992	4,3206	2E-05
Expoziția	0,061286696	0,027148434	2,2575	0,0244
R²	0,121113348			
R	0,348013431			

$$Nt = 0,006V - 0,122CF + 0,18P + 0,001A + 0,06E - 2,24 \quad (13)$$

unde: Nt reprezintă numărul trunchiurilor de lemn mort doborâte la suprafața solului (N/ha), V semnifică vârsta arboretelor (ani), Cf simbolizează categoria funcțională, P , A și E exprimă înclinarea ($^{\circ}$), altitudinea (m), și expoziția terenului (m).

Cantitatea de lemn mort variază în raport cu vârsta arboretelor, de la 0 piese/ha în arboretele încadrate în clasa a II-a de vârstă până la un număr de 20,7 piese/ha în cele cu vârsta cuprinsă între 101 și 120 de ani (Kruskal-Wallis

K=44,5915, $p < 0,001$). În parcelele încadrate în categoria funcțională 1-2 A, s-au înregistrat 18,4 piese de lemn mort/ha față de doar 11,4 în cele ce constituie rezervația de semințe "Ursoaia" (Kruskal-Wallis K=5,2543, $0,05 < p \leq 0,1$). Pe terenurile cu înclinare $>30^\circ$, s-au constatat 17,8 trunchiuri/ha, față de doar 9,1 pe cele cu înclinare cuprinsă între $0-15^\circ$ (Kruskal-Wallis K=6,8287, $p < 0,05$). Cantitatea medie de lemn mort aflată la suprafața solului crește de la 0,75 piese în suprafețele de probă amplasate la altitudini cuprinse între 400 și 600 m, până la 1,28 piese în cele aflate la peste 1000 m. (figura 29). Cele mai ridicate cantități de lemn mort la sol s-au înregistrat pe terenurile cu expoziție SE (16,4 piese/ha), după care SV (15,4 piese/ha) și S (15,2 piese/ha), iar cele mai scăzute pe terenurile cu expoziție NE și NV (10 piese/ha) (Kruskal-Wallis K=13,8946, $0,05 < p \leq 0,1$).

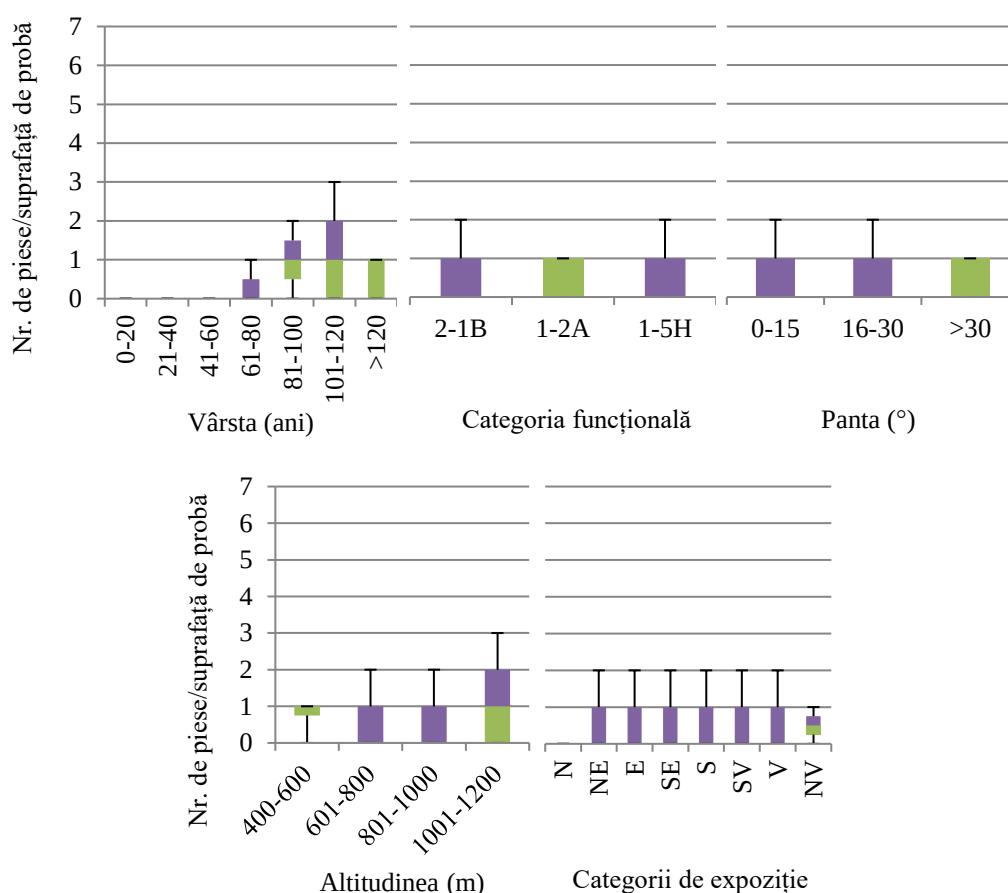


Figura 29. Variația cantității de lemn mort aflat la suprafața solului în raport cu vârsta arboretului, categoria funcțională, înclinarea, altitudinea și expoziția terenului

Discuții

După cum era de așteptat, cantitatea de lemn mort căzut la sol cu diametrul mai mare de 40 cm, a crescut o dată cu înaintarea în vârstă a arboretelor, rezultat justificat prin prisma faptului că arboretele din primele 4 clase de vârstă au diametre medii inferioare valorii de prag stabilite (40 cm).

De asemenea, vârsta este variabila ce determină și variația cantității de lemn mort la sol în raport cu expoziția terenului. Între arboretele ce vegetează pe expoziții SE și cele de pe expoziții NE există o diferență de vârstă de 32,4 ani, ce se răsfrânge în mod inevitabil și asupra caracteristicilor dimensionale ale arborilor. Acest rezultat este în concordanță cu concluziile altor cercetări efectuate în diferite zone ale globului (Long et al. 1997, Lee et al. 1997, Siitonen et al. 2000, Ranius et al. 2003, Banas et al. 2014).

Cele mai ridicate cantități de lemn mort la sol s-au constatat pe terenurile cu înclinare $>30^\circ$, încadrate în categoria funcțională 1-2 A, și amplasate la altitudini de peste 1000 m, întrucât exploatarea masei lemnoase din aceste zone nu a putut fi realizată în totalitate din motive ce țin de accesibilitate și eficiență economică. Rezultate similare au fost obținute și de Castagneri et al (2010), în arboretele de molid din Alpii italieni, Motta et al (2010) în arboretele de amestec din Apenini, sau Herrero et al (2010), în plantațiile de pin din nordul Spaniei.

5.2.1.5 Lemnul mort pe picior

Pe suprafețele de probă inventariate au fost identificate un număr total de 297 piese de lemn mort pe picior, ceea ce reprezintă în medie un număr de 8 piese/ha, raportat la întreaga suprafață studiată. La nivel de suprafață de probă numărul acestora a variat de 0 la 4.

S-au constatat un număr de 500 de suprafețe de probă în care nu au fost identificați arbori sau părți de arbori morți pe picior, caz în care s-a atribuit nota 0. În 142 de suprafețe s-a înregistrat o singură piesă iar în 94 erau prezente două piese de lemn mort. În aceste situații nota acordată acestui factor a fost 2. În 19

suprafețe de probă s-au identificat peste 3 piese, fapt ce a impus acordarea notei maxime 5. Media aritmetică a notelor a fost de 1,38.

Prezența lemnului mort pe picior se corelează pozitiv doar cu altitudinea terenului.

Tabelul 9. Analiza multivariată a factorilor de influență a lemnului mort pe picior

	Coefficients	Standard Error	t Stat	P-value
	-1,75155884	0,64613703	-2,71081637	0,006924567
Stratificarea verticală	-0,01323437	0,078772167	-0,16800828	0,866639432
Compoziția	0,01876811	0,047667489	0,39372979	0,693935389
Consistența	-0,34716611	0,204379645	-1,69863351	0,089962153
Vârsta	0,00241997	0,001386232	1,745718212	0,081426553
Tipul de pădure	9,20624E-05	0,000366134	0,251444834	0,801565513
Categoria funcțională	0,115821638	0,064366331	1,79941339	0,072509389
Panta	0,005053212	0,008866385	0,569929291	0,56896181
Altitudinea	0,001902944	0,000473711	4,017100171	6,72424E-05
Expoziția	0,031735859	0,029913744	1,060912313	0,289202266
R²	0,059006233			
R	0,242911985			

$$Na = 0,001A - 1,75 \quad (14)$$

unde: Na reprezintă numărul arborilor morți pe picior (N/ha) și A semnifică altitudinea terenului (m)

Cantitatea medie de lemn mort pe picior crește o dată cu creșterea altitudinii, de la 0 în suprafețele de probă amplasate la elevații cuprinse între 400 și 600 m, până la 1.07 piese în cele aflate la peste 1000 m (Kruskal-Wallis $K=1343,3656$, $p<0,001$) (figura 30).

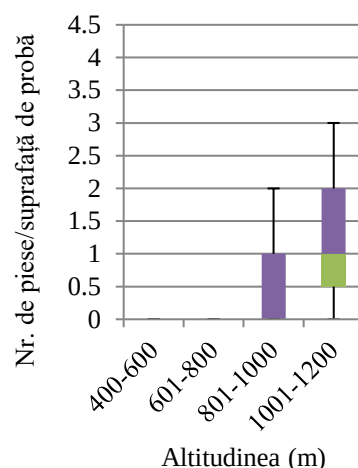


Figura 30. Variația cantității de lemn mort pe picior în raport cu altitudinea terenului

Discuții

Lemnul mort pe picior, asemeni celui aflat la suprafața solului, este în aceeași măsură dependent de altitudinea terenului. Valorile cele mai ridicate s-au înregistrat în arboretele ce vegetează la peste 1000 de metri.

Rezultatul poate fi explicat de vârsta ridicată a arboretelor din această zonă, panta accentuată a terenului pe care sunt amplasate acestea, dar și de distanța mare de colectare a masei lemnoase, întrucât drumul forestier ”Ursoaia” este un drum de vale. Drept urmare, exploatarea masei lemnoase din aceste zone nu a putut fi realizată în totalitate, din motive ce țin de accesibilitate și eficiență economică, rezultat este în concordanță cu cele obținute în urma studiilor efectuate în pădurile de amestec de rășinoase din statele nord-americe Montana (Wisdom et al., 2007) sau Oregon (Bate et al., 2006).

5.2.1.6 Arbori purtători de microhabitate

Pe suprafețele de probă inventariate au fost identificați un număr de 1684 de arbori purtători de microhabitate, ceea ce reprezintă în medie un număr de 48 de piese ha, raportat la întreaga suprafață studiată.

S-au constatat 135 de suprafețe de probă în care nu au fost identificați arbori purtători de microhabitate, caz în care s-a atribuit nota 0. În 4 suprafețe s-

a înregistrat între 1 și 5 arbori, în această situație fiind acordată nota 2, iar în 604 suprafețe de probă s-au identificat peste 6 arbori purtători de microhabitate, fapt ce a impus acordarea notei maxime 5. Media aritmetică a notelor acordate acestui factor este 4,07.

Au fost înregistrați: 175 de arbori cu galerii de insecte (10%), 395 cu cavități goale (23%), 37 cu cavități umplute cu apă (2%), 19 ce prezentau necroză cu scurgeri de sevă (1%), 926 ce aveau părți din tulpină fără coajă (55%), 46 cu corpuri sporifere ale ciupercilor saprofite (3%) și 86 de arbori cu tulpina acoperită parțial sau total cu licheni (5%).

Din totalul celor 1684 de arbori purtători de microhabitate: 755 (45%) au fost din specia molid, 467 (28%) au fost din specia brad, 420 (25%) din specia fag și 23 (2%) au fost din alte specii respectiv, paltin de munte, mesteacăn, salcie căprească, plop tremurător și larice.

Diametrul mediu al arborilor purtători de microhabitate este de 44 cm, cu variații de la 8 la 110 cm (figura 36). Pe tipuri de microhabitate, diametrul mediu este de 49,3 cm aferent arborilor cu galerii de insecte xilofage, 50,6 cm pentru cei cu cavități goale, 43,9 cm corespunzător celor cu cavități umplute cu apă, 52,3 cm aferent arborilor ce prezintă necroze și scurgeri de sevă pe tulpină, 41,1 cm pentru cei cu părți din tulpină fără coajă, 53,3 cm corespunzător celor ce prezintă pe tulpină corpuri sporifere ale ciupercilor și 51,8 cm pentru arborii cu tulpina acoperită parțial sau total de licheni (figura 31).

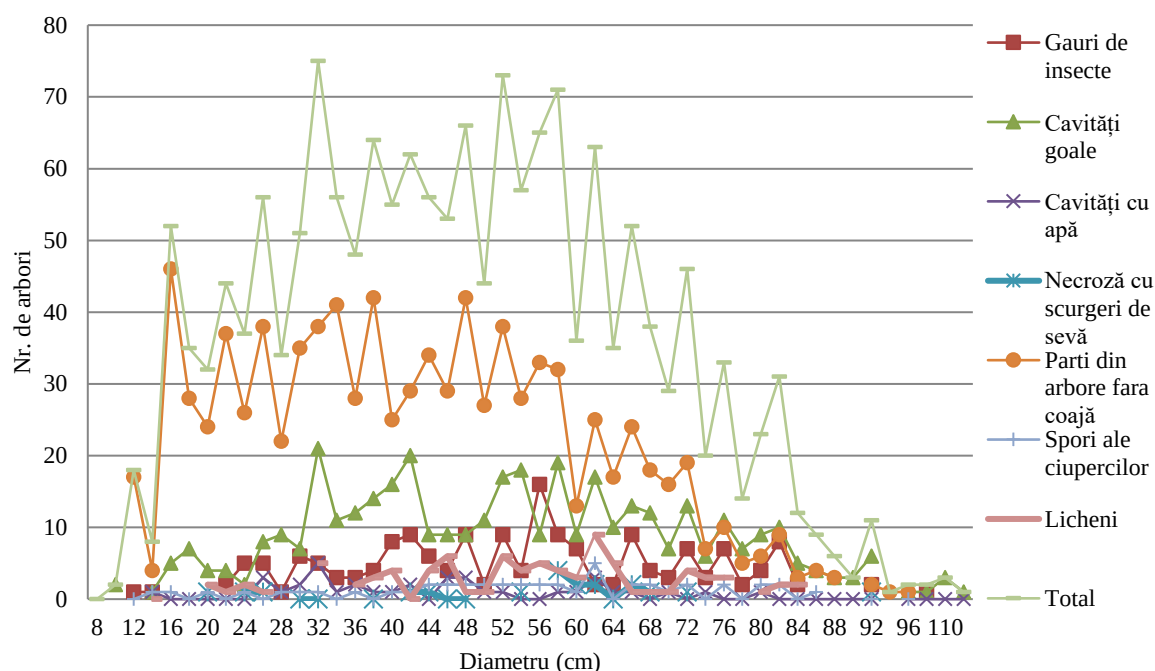


Figura 31. Distribuția arborilor purtători de microhabitate pe categorii de diametre

Diametrele arborilor cu părți din tulpină fără coajă au prezentat cel mai ridicat coeficient de variație ($CV = 42,69$), ceea ce indică faptul că arbori din toate categoriile de diametre sunt predispuși la formarea acestui tip de microhabitat (tabelul 10).

Tabelul 10. Valorile indicatorilor variabilității calculate pentru diametrele arborilor purtători de microhabitate (cm)

Indicator	Tip de microhabitat						
	Galerii de insecte xylofage	Cavități goale	Cavități cu apă	Necroză cu scurgeri de sevă	Părți din tulpină fără coajă	Corpuri sporifere ale ciupercilor	Licheni
Minima	20,00	12,00	24,00	22,00	10	26	24
Maxima	96,00	110,00	72,00	90,00	90	84	82
Amplitudinea de variație	76,00	98,00	48,00	68,00	80,00	58,00	58,00
Media	49,40	50,61	43,92	52,36	41,12	53,36	51,8919
Varianța	323,58	388,98	234,16	385,45	308,77	216,90	179,988
Abaterea standard	17,88	19,69	14,99	18,72	17,56	14,43	13,23
Coeficientul de variație	36,20	38,91	34,14	35,75	42,69	27,04	25,50

Arborii purtători de microhabitate se corelează pozitiv cu stratificarea verticală a arboretului, specia, consistența, diametrul și expoziția terenului (tabelul 11).

Tabelul 11. Analiza multivariată a factorilor de influență a numărului arborilor purtători de microhabitate

	Coefficients	Standard Error	t Stat	P-value
	0,190078228	0,072197762	2,63274403	0,0084903
Stratificarea verticală	0,0354953	0,008913706	3,9821036	6,907E-05
Specia	-0,01180214	0,002913756	-4,0504911	5,172E-05
Consistența	-0,06234035	0,024138571	-2,5826032	0,009828
Vârsta	0,000180279	0,000165198	1,09129327	0,2751853
Tipul de pădure	-0,00010473	4,13213E-05	-2,5345951	0,0112816
Diametrul	0,00587514	0,000314619	18,6738395	8,418E-76
Categoria funcțională	-0,00399590	0,007388642	-0,5408176	0,5886523
Panta	-0,00081569	0,000909009	-0,8973454	0,3695687
Altitudinea	6,18309E-05	5,19527E-05	1,19013959	0,234036
Expoziția	-0,01295305	0,003214058	-4,030126	5,64E-05
R²	0,08376708			
R	0,28942543			

$$Nam = 0,035SV - 0,01S - 0,06K + 0,005D - 0,01E + 0,19 \quad (15)$$

unde: *Nam* reprezintă numărul arborilor purtători de microhabitate (N/ha), *SV* semnifică stratificarea verticală, *S* simbolizează specia de arbore, *K* exprimă consistența arboretelor, *D* exprimă diametrul de bază al arborelui (cm) și *E* reprezintă expoziția terenului

În arboretele cu trei strate de vegetație un procent de 26% din arborii inventariați erau purtători de microhabitate, față de doar 15,3% în cele monostratificate (Kruskal-Wallis $K=26,1038$, $p<0,001$). Dintre cele 10 specii de arbori regăsite pe suprafața analizată, cei din specia fag s-au dovedit a fi cei mai predispuși la formarea de microhabitate, 26 % dintre aceștia prezentau cel puțin un tip de microhabitat. Urmează cei din specia brad (20%) și molid (6%) (Kruskal-Wallis $K=31,5082$, $p<0,001$). În arboretele cu consistența 0,1 numărul

arborilor cu microhabitate s-a dovedit a fi cel mai ridicat (60%), fiind urmat de cele cu consistență 0,2 (34.3%), 0,6 (27,9%) și 1 (26,8%) (Kruskal-Wallis $K=18693,8422$, $p<0,001$).

Predispoziția arborilor de a forma microhabitate se amplifică o dată cu înaintarea în vârstă și implicit cu creșterea în diametru a acestora. Astfel, numărul arborilor purtători de microhabitate crește de la 6 % în categoria de diametre 8 - 20 cm până la 61,8% în categoria 81-100 cm (Kruskal-Wallis $K=197,9742$, $p<0,001$). Pe terenurile cu expoziție sud-vestică arborii cu microhabitate sunt cei mai numeroși (Kruskal-Wallis $K=11,9828978$, $p<0,5$) (figura 32).

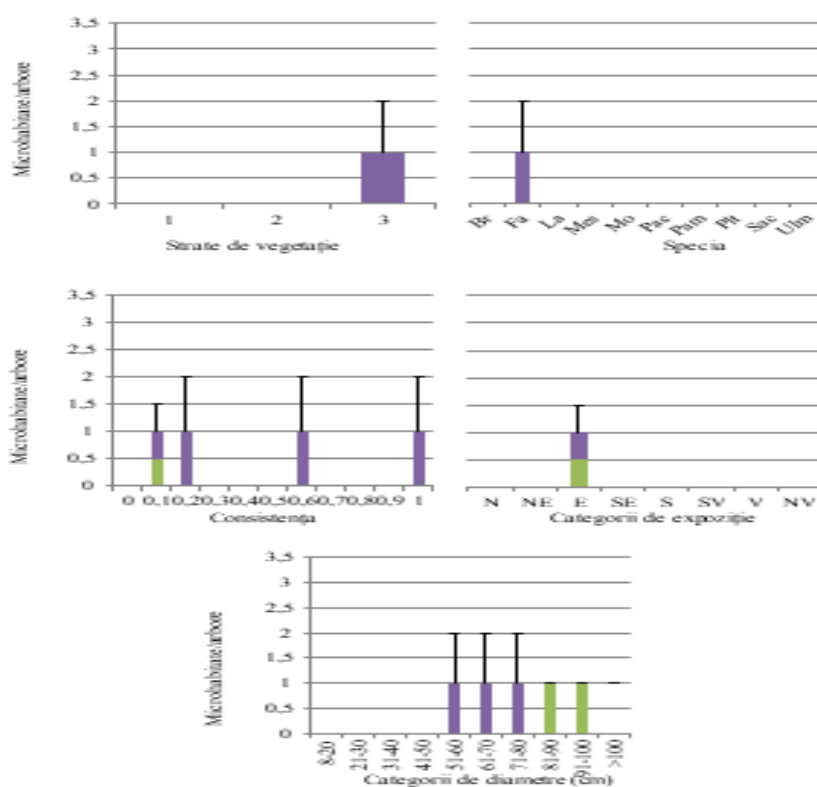


Figura 32. Variația numărului de arbori purtători de microhabitate în raport stratificarea verticală, consistența arboretelor, tipul de pădure, specia și diametrul arborilor precum și expoziția terenului

Prezența fiecărui tip de microhabitat se corelează cu diverși factori (figura 33), dintre care diametrul arborelui este variabila caracteristică tuturor tipurilor.

Un procent de 10% din arborii purtători de microhabitate prezentau pe tulpină galerii de insecte xylofage. Distribuția acestui tip de microhabitat se

corelează pozitiv cu stratificarea verticală și diametrul arborilor. Cel mai mare număr de arbori cu galerii a fost înregistrat în arboretele cu 3 strate de vegetație (Kruskal-Wallis $K=1,0909$, $p>0,5$), respectiv 2,4% din numărul total de arbori inventariați în aceste arborete. Raportat la diametru, în clasa 81-90 cm, 10% din arborii înregistrați erau purtători de astfel de microhabitate, față de doar 0,05 % în categoria 8-20 cm (Kruskal-Wallis $K=2,766122981$, $p>0,5$).

A	Coefficients	Standard Error	t Stat	P-value
Intercept	0,001446069	0,02084442	0,069374421	0,944693773
Stratificarea verticală	0,008648613	0,00260724	3,317152118	0,000914511
Specia	-0,00040728	0,00084306	-0,48309889	0,629042174
Consistența arboretului	-0,00674832	0,00827336	-0,81566870	0,414720229
Vârsta arboretului	6,44584E-05	4,7131E-05	1,367630635	0,171476115
Tipul de pădure	-1,3293E-05	1,1931E-05	-1,11422423	0,265225165
Diametrul arboretului	0,000547592	9,0664E-05	6,039793079	1,63039E-09
Categoria funcțională	-0,00273188	0,0021329	-1,28082627	0,200301463
Panta	6,8187E-05	0,00026359	0,258683569	0,795887781
Altitudine	2,63375E-06	1,4818E-05	0,177743978	0,858929714
Expoziția	-0,00066702	0,00092773	-0,71898300	0,472177843
R ²	0,013413233			
R	0,115815511			

B	Coefficients	Standard Error	t Stat	P-value
Intercept	0,004166625	0,03748446	0,111156059	0,911496
Stratificarea verticală	0,00159997	0,00462792	0,345721158	0,729564
Specia	-0,00192054	0,001512797	-1,269526574	0,2043
Consistența arboretului	-0,01218086	0,012532539	-0,971938821	0,331118
Vârsta arboretului	-2,2393E-05	8,57693E-05	-0,261084497	0,794036
Tipul de pădure	-2,7779E-05	2,14537E-05	-1,294832778	0,195425
Diametrul arboretului	0,002368139	0,000163347	14,49756677	7E-47
Categoria funcțională	0,000626989	0,00383612	0,16344354	0,870174
Panta	-0,00030108	0,00047195	-0,637942028	0,523534
Altitudine	6,48255E-05	2,69734E-05	2,403313483	0,016276
Expoziția	-0,00645371	0,001668711	-3,867483719	0,000111
R ²	0,045014316			
R	0,212165775			

C	Coefficients	Standard Error	t Stat	P-value
Intercept	-0,00820374	0,0113233	-0,7245	0,4688
Stratificarea verticală	0,000461088	0,0014016	0,329	0,7422
Specia	-0,00082712	0,000458	-1,8059	0,071
Consistența arboretului	0,003443542	0,0037949	0,9074	0,3642
Vârsta arboretului	-6,4427E-06	2,569E-05	-0,2508	0,802
Tipul de pădure	2,60027E-06	6,497E-06	0,4002	0,689
Diametrul arboretului	0,000119822	4,931E-05	2,4301	0,0151
Categoria funcțională	-0,00260398	0,0011622	-2,2406	0,0251
Panta	8,13033E-05	0,000143	0,5686	0,5696
Altitudinea	6,50449E-06	8,075E-06	0,8055	0,4206
Expoziția	0,000548666	0,0005052	1,0861	0,2775
R ²	0,002999365			
R	0,054766459			

D	Coefficients	Standard Error	t Stat	P-value
Intercept	-0,00187622	0,007519955	-0,249499584	0,803
Stratificarea verticală	0,000540336	0,000930836	0,580484709	0,5616
Specia	-0,00039672	0,000304175	-1,304272762	0,1922
Consistența arboretului	-0,00080781	0,002520278	-0,320527661	0,7486
Vârsta arboretului	2,02859E-06	1,70635E-05	0,118884818	0,9054
Tipul de pădure	-2,87048E-07	4,31502E-06	-0,066522995	0,947
Diametrul arboretului	7,83012E-05	3,2746E-05	2,391169848	0,0168
Categoria funcțională	0,000547866	0,000771812	0,70984348	0,4778
Panta	-0,00013352	9,49601E-05	-1,406132519	0,1597
Altitudinea	4,75575E-06	5,36278E-06	0,886805926	0,3752
Expoziția	7,7803E-05	0,00033548	0,231915652	0,8166
R ²	0,00282767			
R	0,053175841			

E	Coefficients	Standard Error	t Stat	P-value
Intercept	0,16738855	0,0562497	2,9758098	0,002933
Stratificarea verticală	0,024545804	0,0069627	3,5253214	0,000426
Specia	-0,00493466	0,0022753	-2,168843	0,030132
Consistența arboretului	-0,04553427	0,0188518	-2,415375	0,015747
Vârsta arboretului	0,000107655	0,0001276	0,8434523	0,399007
Tipul de pădure	-6,33009E-05	3,228E-05	-1,9612	0,049899
Diametrul arboretului	0,002289911	0,0002449	9,348791	1,2E-20
Categoria funcțională	-0,00236285	0,0057732	-0,409279	0,682348
Panta	-0,00011301	0,0007103	-0,159109	0,873588
Altitudinea	-3,66414E-05	4,011E-05	-0,913433	0,36105
Expoziția	-0,00444642	0,0025094	-1,771903	0,076459
R ²	0,026296679			
R	0,162162507			

F	Coefficients	Standard Error	t Stat	P-value
Intercept	0,008326083	0,01129878	0,73690077	0,46120991
Stratificarea verticală	-0,002396208	0,00139858	-1,71330562	0,08670513
Specia	-0,001010312	0,00045702	-2,21062611	0,02709724
Consistența arboretului	-0,005119888	0,00378673	-1,35205866	0,17640469
Vârsta arboretului	-1,73801E-06	2,5638E-05	-0,06779021	0,94595476
Tipul de pădure	-1,40066E-06	6,48334E-06	-0,21604009	0,82896343
Diametrul arboretului	0,000222429	4,9201E-05	4,52081222	6,27208E-06
Categoria funcțională	0,001821546	0,00115965	1,57076881	0,11628617
Panta	-0,00031381	0,00014267	-2,19942734	0,02788346
Altitudinea	9,58855E-06	8,05762E-06	1,18999748	0,23409186
Expoziția	-0,000855041	0,00050406	-1,69630604	0,08987694
R ²	0,007308577			
R	0,085490218			

G	Coefficients	Standard Error	t Stat	P-value
Intercept	0,008562559	0,013720141	0,624086766	0,5326
Stratificarea verticală	0,002559793	0,001698308	1,5072602	0,1318
Specia	-0,002108503	0,000554967	-3,79932928	0,0001
Consistența arboretului	0,006365227	0,004598242	1,384274128	0,1663
Vârsta arboretului	-5,73699E-06	3,11323E-05	-0,18427784	0,8538
Tipul de pădure	-3,28133E-06	7,87274E-06	-0,41679694	0,6768
Diametrul arboretului	0,000293445	5,97449E-05	4,911627102	9E-07
Categoria funcțională	0,000551248	0,001408169	0,391464382	0,6955
Panta	-0,00011174	0,000173254	-0,64494498	0,519
Altitudinea	-2,72793E-06	9,78439E-06	-0,27880445	0,7804
Expoziția	-0,001345722	0,000612082	-2,19859804	0,0579
R ²	0,009100785			
R	0,095398032			

Figura 33. Analiza multivariată a factorilor de influență a tipurilor de microhabitate (A-galerii de insecte xylofage, B- cavități goale, C- cavități

umplute cu apă, D- necroză și scurgeri de sevă pe tulpină, E- părți din tulpină fără coajă, F- corpuri sporifere, G- licheni)

Un procent de 23% din arborii purtători de microhabitate prezentau în tulpină cavități goale de diferite forme și dimensiuni. Prezența acestui tip de microhabitat se corelează pozitiv cu diametrul arborelui, altitudinea și expoziția terenului.

Un procent de 40 % din arborii cu diametrele cuprinse între 81-100 cm (Kruskal-Wallis $K=951,3691$, $p<0,01$) aveau pe tulpină cel puțin o cavitate goală. Raportat la altitudinea terenului, 7,2% din arborii ce vegetează la peste 1000 m au fost purtători de astfel de microhabitate, față de 0 % în zona 400-600 m (Kruskal-Wallis $K=1,91154$, $p>0,05$). Pe expoziția estică arborii au fost cei mai predispuși la formarea de cavități (Kruskal-Wallis $K=3,1272$, $p>0,05$).

Prezența cavităților umplute cu apă se corelează pozitiv cu diametrul arborelui și categoria funcțională.

Un procent de 0,71 % din arborii cu diametre cuprinse între 61 și 80 cm erau purtători de astfel de microhabitate (Kruskal-Wallis $K=0,15189$, $p>0,5$). În arboretele încadrate în categoria funcțională 2-1 B, numărul arborilor cu cavități umplute cu apă a fost cel mai ridicat (Kruskal-Wallis $K=0,0240$, $p>0,5$).

Un procent de 1% din arborii purtători de microhabitate prezentau necroze și scurgeri de sevă pe tulpină. În categoria de diametre 81-90 cm, 2% din arborii inventariați prezentau astfel de microhabitate, valoarea ce este de 20 ori mai mare față de cea corespunzătoare categoriei 31-40 cm (Kruskal-Wallis $K=0,1229$, $p>0,5$). De altfel, diametrul este singura variabilă ce se corelează pozitiv cu acest tip de microhabitat.

Arborii ce nu prezintă coajă pe toată suprafața tulpinei au fost cel mai des identificați, 55 % din arborii purtători de microhabitate au fost din această categorie. Acest tip se corelează pozitiv cu diametrul arborelui, stratificarea verticală, specia, consistența arboretului și tipul de pădure.

În categoriile de diametre 61-70 cm, 71-80 cm și 81-90 cm, 18% din arborii inventariați prezentau părți din tulpină fără coajă, față de doar 5% în categoria 8-20 cm (Kruskal-Wallis $K= 42,2781$, $p<0,01$).

În arboretele monostratificate 8,9% din numărul total de arbori erau purtători ai acestui tip de microhabitat, valoare inferioară celei de 15,3% ce a fost constatată în arboretele cu trei strate de vegetație (Kruskal-Wallis $K= 10,7253$, $p<0,01$).

La valori ale consistenței arboretului de 0,1 și 0,2 au fost înregistrați cei mai mulți arbori cu părți din tulpină fără coajă, respectiv 30 % din totalul celor inventariați. Această valoare este de aproximativ 4 ori mai mare față de cea constatată în arboretele cu consistență plină (Kruskal-Wallis $K= 19,9043$, $p<0,05$).

Un procent de 13,9 % din arborii speciei brad, prezentau părți din tulpină fără coajă. Această valoare este superioară celei corespunzătoare speciilor fag (11,5%), respectiv molid (10,1%) (Kruskal-Wallis $K= 7,4515$, $p>0,05$). În arboretele încadrate în tipul de pădure 1311 - *Amestec normal de rășinoase și fag cu floră de mull*, 12,2 % din arborii inventariați erau purtători ai acestui tip de microhabitat, urmate de cele din tipul 1211 - *Molideto-brădet normal cu floră de mull* (11,5%) și cele din 1241 - *Molideto-brădet pe soluri scheletice* (11,1%).

Un procent de 3% din arborii purtători de microhabitate aveau pe suprafața tulpinei corpuri sporifere ale ciupercilor. Acest tip se corelează pozitiv cu diametrul și specia arborelui, dar și cu panta terenului.

Arborii cu diametre cuprinse între 81 și 90 cm au fost cei mai predispuși la formarea de astfel de microhabitate. Un procent de 2,2 % dintre aceștia prezentau pe suprafața tulpinei corpuri sporifere ale ciupercilor. Acest tip de microhabitat nu a fost identificat pe arborii cu diametre cuprinse între 8 și 20 cm (Kruskal-Wallis $K= 0,3631$, $p>0,05$).

Un procent de 1,1 % din arborii speciei fag aveau pe tulpină corpuri sporifere ale ciupercilor. Această valoare este superioară celei corespunzătoare speciilor brad (0,4%), respectiv molid (0,1%) (Kruskal-Wallis $K= 0,7109$, $p>0,05$). Raportat la panta terenului, corpurile sporifere ale ciupercilor au fost cel mai des identificate pe arborii ce vegetează pe terenuri cu înclinarea cuprinsă între 0 și 15° (Kruskal-Wallis $K= 0,0512$, $p>0,05$).

Un procent de 5% din arborii purtători de microhabitate aveau tulpina acoperită parțial sau total de licheni. Acest tip se corelează pozitiv cu diametrul și specia arborelui, dar și cu expoziția terenului.

Arborii cu diametre cuprinse între 71 și 80 cm au fost cei mai predispuși la formarea de astfel de microhabitate. Un procent de 2,7 % dintre aceștia prezentau licheni pe suprafața tulpinei. Acest tip de microhabitat nu a fost identificat pe arborii cu diametre cuprinse între 8 și 20 cm (Kruskal-Wallis $K= 0,9384$, $p>0,05$).

Un procent de 2,6 % din arborii speciei fag, aveau tulpina acoperită parțial sau total cu licheni. Această valoare este superioară celei corespunzătoare speciilor brad (0,1%), respectiv molid (0,08%) (Kruskal-Wallis $K= 1,9379$, $p>0,05$).

Discuții

Arborii purtători de microhabitate au fost identificați într-un număr mare pe suprafața studiată, respectiv 48 arbori/ ha, număr ce este superior valorilor recomandate în literatura de specialitate (2-4 arbori/ha) (Gosselin et al. 2006). Distribuția acestora pe tipuri de microhabitate este variabilă, arborii ce nu prezintă coajă pe toată suprafața tulpinei fiind cel mai des identificați, lucru ce poate fi explicat atât prin prisma unor cauze naturale (expunerea bruscă la soare, factori biotici etc.), cât și exploatării incorecte a lemnului.

Dintre toate speciile înregistrate pe suprafața studiată, fagul s-a dovedit a fi specia cea mai predispusă la formarea de microhabitate, 26% din arborii acestei specii prezentau cel puțin un tip de microhabitat, concluzie la care s-a

ajuns și cu ocazia altor cercetări (Vuidot et al 2011, Larrieu și Cabanettes 2012, Larrieu et al 2012).

Un procent de 50 % din arborii cu diametrul de peste 70 cm erau purtători de microhabitate, față de față de doar 6% la cei cu diametre cuprinse între 8 și 20 cm. Acest rezultat poate fi consecința faptului că arborii de mari dimensiuni au fost expuși o mai lungă perioadă de timp factorilor ce generează microhabitate (furtuni, îngheț, insolații, factori biotici etc). Rezultate similare au fost obținute și de către Vuidot et al (2011), Larrieu și Cabanettes (2012), Paillet et al (2017) în pădurile de amestec din Franța, Winter și Moller (2008), Großmann et al (2018), Asbeck et al (2019), în pădurile de fag sau cele de amestec de fag cu rășinoase din Germania ori Michel et al (2011) în urma studiului efectuat în pădurile de duglas din statul nord-american Oregon. De asemenea, diametrul reprezintă variabila ce a determinat variația numărului de arbori purtători de microhabitate în raport cu expoziția terenului. Prin urmare, cei mai numeroși arbori purtători de microhabitate s-au înregistrat în arboretele ce vegetează pe terenuri cu expoziție estică, arborete care de altfel au și cel mare diametru mediu.

Predispoziția arborilor de a forma microhabitate se amplifică o dată cu înaintarea în vârstă și implicit cu creșterea în diametru a acestora. Arboretele cu consistență 0,1 au cea mai ridicată vârstă medie (121,5 ani) și al treilea cel mai mare diametru mediu (36,4 cm), cauză pentru care în acestea s-a înregistrat cel mai ridicat număr de arbori purtători de microhabitate.

Cel mai ridicat număr de arbori purtători de microhabitate a fost înregistrat în arboretele încadrate în tipul de pădure 1311 - *Amestec normal de rășinoase și fag cu floră de mull*. Explicația acestui rezultat este dată de faptul că fiecare tip de microhabitat prezintă variații particulare în raport cu speciile de arbori. Prin urmare, cu cât numărul de specii de arbori dintr-un arboret este mai ridicat, cu atât se amplifică și varietatea tipurilor de microhabitate, drept pentru

care, în limita posibilităților, se impune promovarea și conservarea arboretelor diversificate din punct de vedere specific.

Prezența fiecărui tip de microhabitat a fost determinată de diferiți factori, dintre care diametrul arborelui reprezintă variabila caracteristică tuturor tipurilor.

Arboretele cu mai multe strate de vegetație sunt în general înaintate în vârstă și prezintă un grad de închidere al coronamentului mai redus, ceea ce determină modificări ale condițiilor de temperatură și umiditate ce slăbesc capacitatea de apărare a arborilor la acțiunea factorilor perturbatori biotici și abiotici (Christiansen et al., 1987). Astfel se explică numărul mai ridicat de arbori din categoria 81-90 cm precum și a celor din arboretele cu trei strate de vegetație, ce prezintă pe tulpină găuri și galerii de insecte, rezultat în concordanță și cu alte cercetări (Lobinger și Skatulla 1996, Jakus 1998, Becker și Schroter 2000, Akkuzu et al 2009).

Un procent de 40 % din arborii cu diametre de bază cuprinse între 80 și 100 cm erau purtători de cavități goale, față de doar 0.7% din cei cu diametre cuprinse între 8 și 20 cm, rezultat similar cu cel obținut în arboretele de stejari din statul nord-american Missouri de Allen și Corn (1990) sau în cele din Spania de către Robles et al (2011) ori în cele de fag de către Campodron et al (2008). Diametrul de bază se dovedește a fi cauza ce determină variația numărului arborilor purtători de cavități goale în raport cu altitudinea terenului, întrucât cel mai ridicat diametru mediu s-a înregistrat în arboretele ce vegetează la altitudini de peste 1000 m.

Cavitățile umplute cu apă au fost cel mai frecvent întâlnite pe arborii de mari dimensiuni, cu diametre cuprinse între 61 și 80 cm. Aceste microhabitate sunt asociate în general cu fazele imature, (ou, larvă și pupă) ale insectelor din ordinele Coleoptera și Diptera, iar cele formate pe arborii de mari dimensiuni pot oferi locuri de reproducere pentru speciile de amfibieni (Wells, 2010). În arboretele încadrate în categoria funcțională 2-1B, arborii ce prezentau pe

tulpină cavități umplute cu apă au fost cei mai numeroși, motivat probabil și de faptul că prezența fagului în compoziția acestor arborete a fost cea mai ridicată, specie predispusă la formare de astfel de microhabitate (Kitching 1971, Vaillant 1978, Larrieu și Cabanette 2012).

Arborii cu părți din tulpină fără coajă au fost în proporție de 78% din speciile molid și brad. Acest lucru poate fi și o consecință a faptului că, primăvara, datorită cantității reduse de hrană, ursul îndepărtează cu ghearele scoarța arborilor de rășinoase pentru a ajunge la seva din țesuturile vasculare ale arborelui, pe care o consumă datorită cantității ridicate de glucide din compoziția acesteia (Kimball et al, 1998). Rezultat similar a fost obținute și în urma altor cercetări efectuate în Europa (Kunovac et al 2008, Zysk-Gorczyńska et al 2016), Statele Unite ale Americii (Noble și Meslow, 1998) sau Japonia (Yamada și Fujioka 2010). De asemenea, rezinajul, practicat în trecut pe scară largă în țara noastră, poate fi o altă cauză pentru care tulpina unor arbori de rășinoase nu prezintă coajă pe toată suprafața (Dămăceanu et al, 1970).

Numărul arborilor cu părți din tulpină fără coajă a fost mai ridicat în categoriile mari de diametre (61 – 90 cm), datorită expunerii pe o perioadă mai lungă a acestor arbori la acțiunea factorilor ce favorizează formarea de astfel de microhabitate. Rezultat în concordanță și cu cel obținut de către Michel et al (2011), sau Winter et al (2014).

Vârsta se dovedește a fi factorul hotărâtor în variația numărului de arbori cu părți din tulpină fără coajă în raport cu consistența arboretului și tipul de pădure. Astfel, în arboretele cu consistență 0,1, în care prezența acestui tip de microhabitat s-a dovedit a fi cea mai numeroasă, vârsta medie este de 123,5 ani, pe când în cele cu consistență plină vârsta este de 82 de ani. De asemenea, cele încadrate în tipul de pădure 1311 - *Amestec normal de rășinoase și fag cu floră de mull*, sunt cele mai înaintate în vârstă (123 ani), iar diametrul mediu este cel mai ridicat (41,5 ani), față de arboretele corespunzătoare tipului 1214 – *Molideto*

– *brădet cu floră de mull pe soluri gleizate*, unde vârsta este de 35 de ani și diametrul mediu măsoară 14,9 cm.

De menționat este și faptul că arborii purtători de astfel de microhabitate au înregistrat cel mai redus diametru mediu (41 cm), consecință a faptului că au fost inventariați în arboretele cu cea mai redusă vârstă medie, respectiv de 106 ani, comparativ cu cele în care au fost constatate restul de 6 tipuri de microhabitate.

De asemenea, speciile de cervidae se hrănesc cu coaja arborilor cu precădere în anotimpul rece datorită resurselor limitate de hrană din această perioadă (Ichim 1964, 1975, 1990, Vlad 2002, Ueda et al. 2002). Probabilitatea arborilor tineri de a fi „atacați” de aceste mamifere scade o dată cu creșterea în diametru a acestora (Akashi și Terazawa 2005, Vospernik 2006). Digestibilitatea, nivelul de nutrienți, conținutul de fibre și apă mai ridicate a cojii arborilor tineri sunt factorii determinanți (Gill 1992, Prie 1997).

Arborii purtători de corpuri sporifere ale ciupercilor saprofite, precum și cei cu tulpina acoperită de licheni au fost în cea mai mare parte din categoria celor de mari dimensiuni (71-90 cm). În cazul celor cu corpuri sporifere, rezultatul este o consecință a faptului că, odată cu înaintarea în vârstă și implicit cu creșterea în diametru, vitalitatea arborilor scade, drept pentru care vulnerabilitatea acestora la acțiunea factorilor biotici (inclusiv ciuperci) și abiotici crește. Acest rezultat este în concordanță cu cel obținut de Michel și Winter (2009), Vuidot et al.(2011), Larrieu et al., (2012) sau Regnery et al. (2013). În cazul celor cu tulpina acoperită de licheni, variația acestui tip de microhabitat în raport cu diametrul arborelui poate fi o consecință a schimbării proprietăților fizice și chimice al scoarței o dată cu înaintarea în vârstă a arborelui (Bates și Brown, 1981), dar și a faptului că microclimatul din interiorul crăpăturilor scoarței arborilor, mai proeminente la vârste înaintate, este mai favorabil dezvoltării speciilor de licheni (Ranius et al, 2008). Arborii din speciile de rășinoase au prezentat o predispoziție mai scăzută la formarea de

corpuri sporifere ale ciupercilor precum și la dezvoltarea populațiilor de licheni pe tulpină comparativ cu foioasele, rezultat ce este în concordanță și cu cel obținut de către Regnery et al. (2013).

5.2.1.7 Zone deschise

La nivel de unitate amenajistică, acest factor nu a atins valorile de prag stabilite prin metodologia de calcul a indicelui, drept pentru care nota acordată a fost 0 în toate situațiile.

5.2.2. Factori staționali

5.2.2.1. Continuitatea în timp a pădurii

În unitățile amenajistice destinate hranei vânatului nota acordată acestui factor a fost 0, iar în restul cazurilor nota atribuită a fost cea maximă.

Analizând Amenajamentul Unității de Producție II ”Ursoaia” ediția 2009, rezultă faptul că, până la constituirea în 1783 a Fondului Bisericesc din Bucovina, arboretele nu erau administrate și nu erau parcurse în mod organizat cu lucrări silviculturale, se extrăgeau prin tăieri doar arborii de rășinoase valoroși necesari diverselor întrebuințări. După acest an, pădurile au trecut în administrarea Fondului Bisericesc din Bucovina. Începând cu anul 1890 au apărut amenajamentele silvice, ce au reglementat gospodărirea rațională și organizată a pădurilor. Lucrările efectuate în această perioadă au fost tăierile successive cu 3-5 intervenții, bazate pe regenerare naturală.

În baza Constituției adoptate în anul 1948 toate pădurile trec în proprietatea statului. Prin lucrările ulterioare de amenajare din 1950, 1956, 1968, 1979, 1988 și 1999 se stabilesc ca baze de amenajare: regimul codrului, tratamentul tăierilor successive, combinate, progresive sau cvasigrădinate, tăieri de transformare spre grădinarit, tăieri rase doar în arboretele de molid pure, ciclul variabil de 110 la 120 de ani.

Astfel se constată că arboretele studiate sunt parte a unui masiv forestier întins, cu istorie de sute de ani, a căror continuitate, în timp a fost asigurată prin

aplicarea tratamentelor ce promovează regenerarea naturală a arboretelor cu perioade lungi de regenerare.

Acest fapt a influențat desigur nivelele biodiversității în fiecare parcelă. Deși au fost prevăzute lucrări menite să asigure perenitatea pădurii prin respectarea principiului continuității, aplicarea diferențiată a lucrărilor, combinată cu manifestarea unor perturbări a influențat distribuția valorilor indicatorilor de biodiversitate la nivel local.

5.2.2.2. Habitatele acvatice

Habitatele acvatice sunt biotopuri care vin să schimbe monotonia peisajului forestier, în sensul că organismele ce trăiesc în aceste zone diferă ca specii și ca funcție de restul pădurii. De aceea prezintă un interes deosebit pentru evaluarea nivelului biodiversității.

Acestea au fost identificate în 127 de suprafețe de probă din totalul celor parcurse. În 125 dintre acestea a fost înregistrat un singur tip, respectiv curs de apă sau zonă înmlăștinată, în aceste situații nota acordată fiind 2. În cele 2 suprafețe rămase au fost identificate simultan cele două tipuri menționate, fiind acordată în aceste cazuri nota 5.

În proporție de 70% habitatele acvatice identificate în suprafețele de probă parcurse au fost sub forma cursurilor de apă și 30% zone cu înmlăștinare.

Discuții

Orografia terenului, substratul geologic și precipitațiile au favorizat dezvoltarea unei rețele hidrografice bogate și relativ deasă, de aproximativ 0,6 – 0,7 km/km². Datorită alimentării subterane intense, pâraiele au apă și în perioadele secetoase. Pe lângă aceste cursuri de apă ce au caracter permanent, pe suprafața studiată există o serie de alte pâraie prin care apa se scurge doar în timpul ploilor și al topirii zăpezilor (Amenajamentul Unității de Producție II ”Ursoaia”, 2009). Zonele cu înmlăștinarea sunt caracteristice terenurilor concave.

Prezența habitatelor acvatice în pădure are efecte favorabile asupra speciilor de animale ce sunt legate parțial sau total de existența habitatelor acvatice (ex. mamifere, amfibieni). De asemenea, lemnul mort aflat în descompunere în acest mediu oferă habitat atât speciilor de animale acvatice, amfibienilor cât și mamiferelor mici, realizând o ”punte de legătură” între mediul acvatic și cel terestru (Bartels et al., 1985).

5.2.2.3. Zonele cu stâncării

Au fost identificate în 95 de suprafețe de probă din totalul celor parcurse. În funcție de tipurile înregistrate, grohotișul a fost prezent în 94 din cazuri în timp ce peretele de stâncă a fost identificat într-o singură suprafață de probă. Cele două tipuri nu au fost identificate în mod simultan în aceeași suprafață de probă. Nota 2 s-a acordat în proporție de 56% și doar în situațiile în care zonele cu stâncării au acoperit peste 1% din suprafața parcelei analizate.

Raportat la altitudine, zonele cu stâncării au fost semnalate la elevații cuprinse între 595 m și 1090 m. Din totalul suprafețelor de probă în care au fost identificate aceste habitate, 81% se situează la altitudini de peste 801 m, în timp ce 19% sunt amplasate în intervalul altitudinal cuprins între 595 și 800 m. Suprafețele de probă în care au fost identificate zone cu stâncării sunt în proporție de doar 14% în grupa I funcțională.

Discuții

Zonele cu stâncării au fost identificate cu preponderență în partea superioară a versanților, rezultat firesc prin prisma faptului că în această zonă panta terenului este una mai accentuată, motiv pentru care stratul de sol devine mai subțire prin levigarea produsă de precipitații

Lipsa acestor habitate în parcelele încadrate în grupa I funcțională, este motivată de faptul în această grupă sunt incluse în proporție de 80% arboretele constituite ca rezervații de semințe, categoria 1-5H, ce se constituie, ca regulă generală, din arboretele cele mai valoroase sub aspectul calității, productivității

precum și a rezistenței la perturbări (O.M. 945, 2012). Aceste caracteristici le dobândesc doar populațiile de arbori ce vegetează în zonele în care condițiile de sol, respectiv aprovizionare cu azot și alte elemente nutritive, aciditatea, regimul de umiditate și volum de sol fiziologic util, sunt dintre cele mai favorabile dezvoltării vegetației forestiere.

5.3. Variația indicelui IBP

Nivelul biodiversității, a avut valoarea 62,85% și a fost foarte scăzut în 45 de u.a. – uri (137,7 ha), scăzut în 9 u.a.-uri (21 ha), mediu în 33 u.a. – uri (507,2 ha) și ridicat în 8 u.a. – uri (92,6 ha) (figura 34).

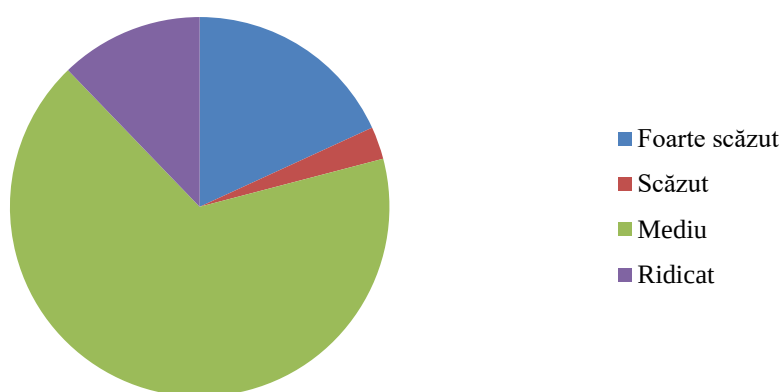


Figura 34. Distribuția suprafeței inventariate pe niveluri de biodiversitate

Influența factorilor staționali asupra biodiversității a avut valoarea maximă 51,1%, în 3 unități amenajistice (1,9 ha) influența fiind nulă, iar în 92 dintre acestea (756,6 ha) a fost una importantă (figura 35).

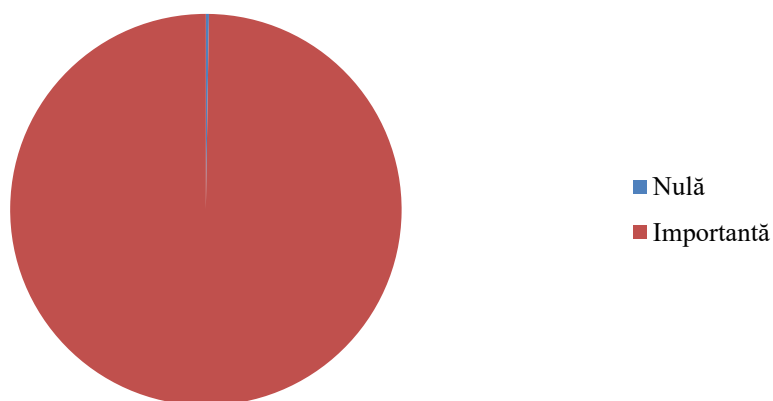


Figura 35 Distribuția suprafeței inventariate în funcție de influența factorilor staționali asupra biodiversității

Nivelul biodiversității precum și influența factorilor staționali asupra biodiversității nu au aceeași valoare pe suprafața analizată. Repartizarea valorilor factorilor ce definesc Indicele Biodiversității Potențiale, pe suprafața analizată este neuniformă, distribuția acestora fiind dependentă de caracteristicile structurale ale fiecărui arboret în parte, dar și de condițiile staționale existente.

S-au realizat regresii pentru a determina atât variabilele de care depinde nivelul biodiversității cât și dimensiunea acestei influențe.

Nivelul biodiversității se corelează pozitiv cu vârsta arboretului, tipul de structură, tipul de ecosistem și categoria funcțională, legătura existentă între variabila dependentă și cele independente fiind foarte puternică ($R=0,85$). Din punct de vedere al legăturilor statistice înregistrate între variabile, acestea sunt de două tipuri: (i) semnificativă ($p<0,05$) între nivelul biodiversității și tipul de structură, tipul de ecosistem și categoria funcțională și (ii) înalt semnificativă ($p<0,001$) între nivelul biodiversității și vârsta arboretelor (tabelul 19).

Tabelul 19. Analiza multivariată a factorilor de influență a nivelului biodiversității

	Coefficients	Standard Error	t Stat	P-value
	-22,720855	13,843172	-1,6413041	0,10443
Vârstă	0,3188639	0,0283419	11,2506298	1,63E-18
Tip structură	7,31278939	3,1011737	2,35807154	0,020666
Tip ecosistem	-0,0077883	0,0029263	-2,6615433	0,009299
Consistență	-4,2244610	6,5289825	-0,6470321	0,519355
Categoria funcțională	2,67663098	1,3613782	1,96611857	0,052549
Distanța	0,00659517	0,0044216	1,49158366	0,13951
Altitudinea medie	0,01125751	0,0169388	0,66459953	0,508106
Panta	0,2998432	0,2096558	1,43016908	0,156334
Expoziția	-0,1122531	0,7592944	-0,1478387	0,88282
R²	0,728270465			
R	0,85338764			

$$NB = 0,318V + 7,31TS - 0,007TE + 2,67CF - 22,72 \quad (23)$$

unde: NB reprezintă nivelul biodiversității, TS semnifică tipul de structură, TE simbolizează tipul de ecosistem și CF exprimă categoria funcțională.

5.3.1. Influența vârstei asupra nivelului biodiversității

Vârsta arboretelor analizate este cuprinsă între 10 și 165 de ani. Nivelul biodiversității variază, fiind unul foarte scăzut în cele din clasele de vârstă I (15,33%), a II-a (13,96%), a III-a (19,12%) și a IV-a (14,28%), scăzut în arboretele din clasa a V-a de vârstă (31,42%) și mediu în cele cu vârsta cuprinsă între 101 și 120 de ani (42,04%), respectiv de peste 120 de ani (53,30%) (figura 36). Diferența dintre valorile înregistrate este semnificativă din punct de vedere statistic (Kruskal-Wallis $K=299,8735$, $p<0,001$).

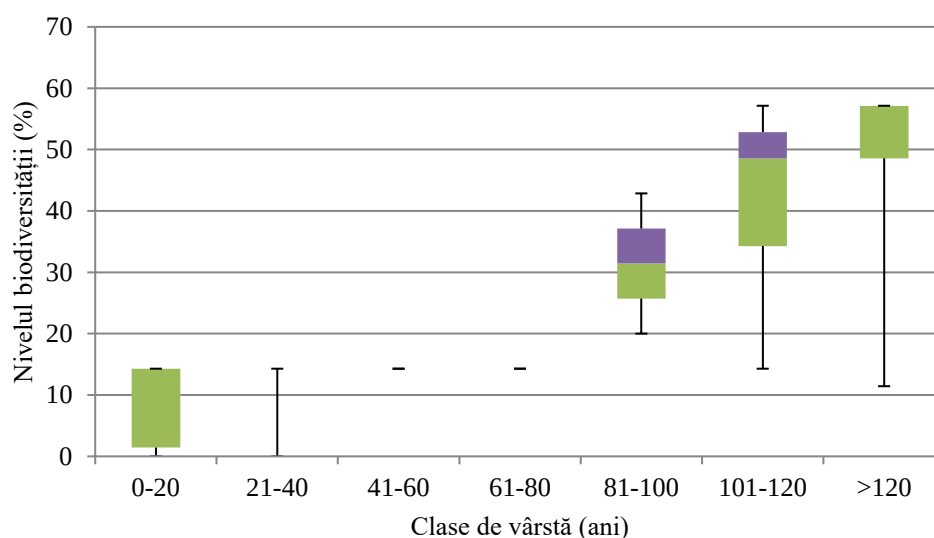


Figura 36. Nivelul biodiversității în funcție de vârsta arboretelor

Valoarea biodiversității calculată prin utilizarea Indicelui Biodiversității Potențiale se corelează pozitiv cu vârsta arboretului. Nivelul de corelație dintre cele două variabile este foarte puternic din punct de vedere statistic ($R=0,8133$) (figura 37).

Indicatorii variabilității au arătat faptul că, în ultima clasă de vârstă nivelul mediu al biodiversității a avut valoarea de 53,30%, comparativ cu clasa 0-20 de ani, în care valoarea medie a fost de 13,25%. De asemenea, variațiile nivelului biodiversității au fost mai reduse pentru arboretele cu vârsta de peste

120 de ani, față de cele din categoria 0-20 ani. Toate acestea relevă faptul că arboretele înaintate în vârstă sunt omogene din punct de vedere al factorilor ce intră în formula de calcul al nivelului biodiversității.

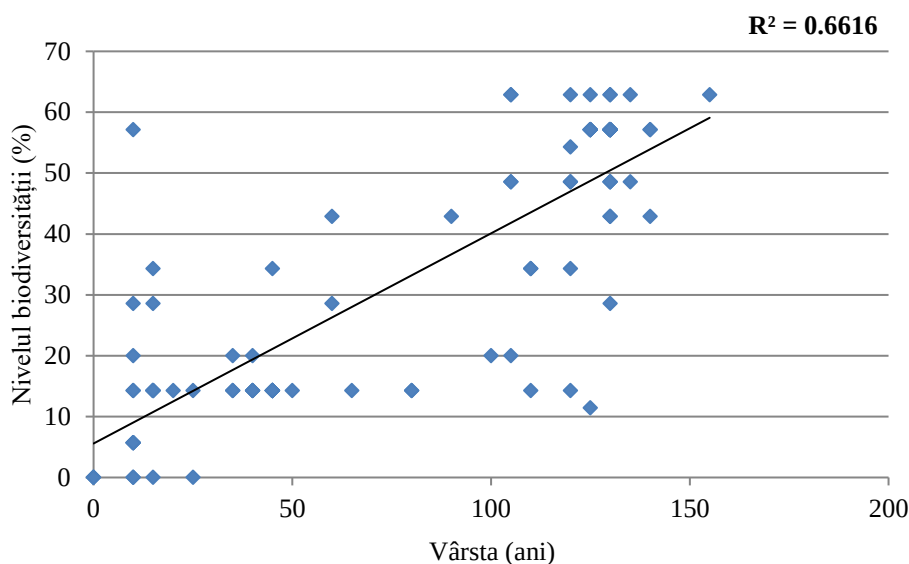


Figura 37. Graficul de corelație dintre nivelul biodiversității și vârsta arboretelor

Tabelul 20. Valorile indicatorilor variabilității calculate pentru nivelul biodiversității în funcție de vârsta arboretelor (%)

Indicator	Clasa de vârstă						
	0-20	21-40	41-60	61-80	81-100	101-120	>120
Minima	0,00	0,00	14,29	14,29	20	14,28	11,42
Maxima	57,14	20,00	42,86	14,29	42,85	62,85	62,85
Amplitudinea de variație	57,14	20,00	28,57	0,00	22,86	48,57	51,43
Media	13,25	13,97	19,12	14,29	31,42	42,04	53,30
Varianta	198,67	33,56	93,04	0,00	261,22	294,41	113,0
Abaterea standard	13,77	5,46	9,27	0,00	11,43	16,53	10,46
Coeficientul de variație	103,96	39,10	48,47	0,00	36,36	39,33	19,63

5.3.2. Influența tipului de structură asupra nivelului biodiversității

Au fost identificate un număr de 77 arborete (506,3 ha) cu structură relativ – echienă și 15 (250,3 ha) cu structură relativ – plurienă (figura 38). Datorită

faptului că regenerarea arboretelor s-a realizat prin aplicarea de tratamente cu tăieri repetate (succesive și progresive), nu s-au constatat pe suprafața studiată arborete echiene și pluriene.

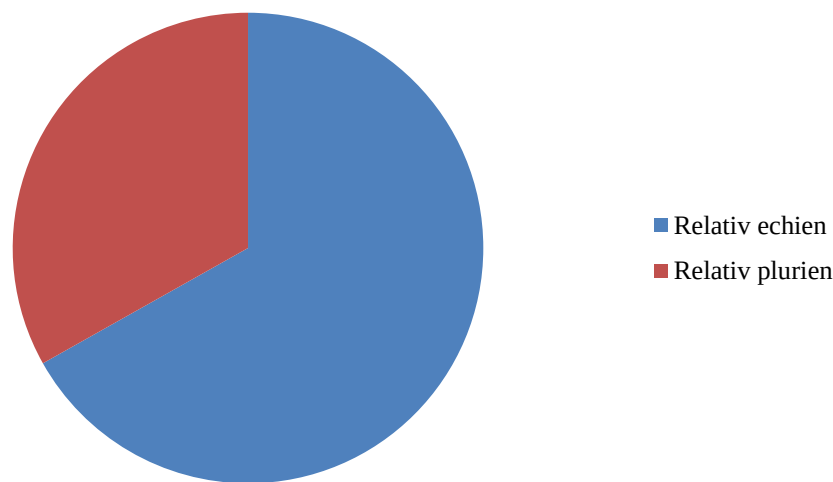


Figura 38. Distribuția suprafeței inventariate în funcție de tipul de structură al arboretelor

În funcție de tipul de structură, după cum era de așteptat, nivelul biodiversității este unul scăzut în arboretele relativ echiene (29,72%) și mediu în cele relativ pluriene (51,80%) ($p < 0,001$) (figura 39).

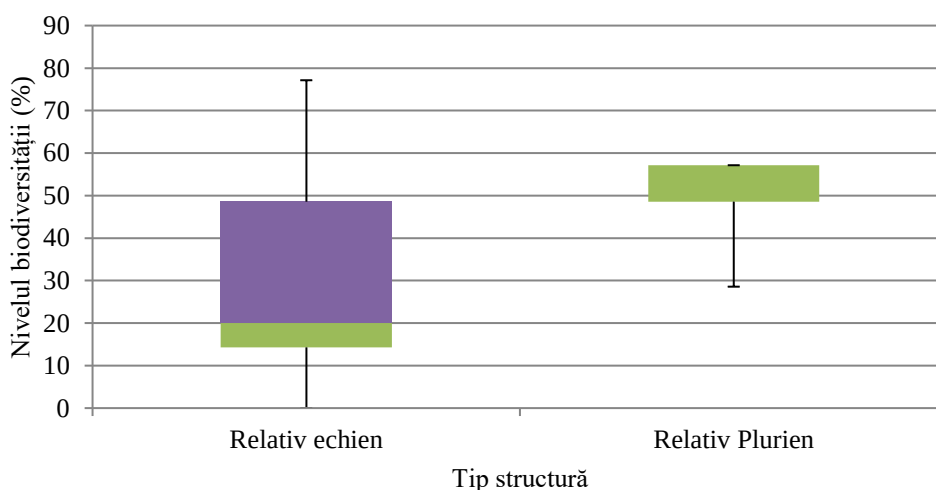


Figura 39. Nivelul biodiversității în funcție de tipul de structură

Valoarea biodiversității calculată prin utilizarea Indicelui Biodiversității Potențiale se corelează pozitiv cu tipul de structură al arboretelor. Nivelul de

corelație dintre cele două variabile este unul rezonabil din punct de vedere statistic ($R=0,4598$) (figura 40).

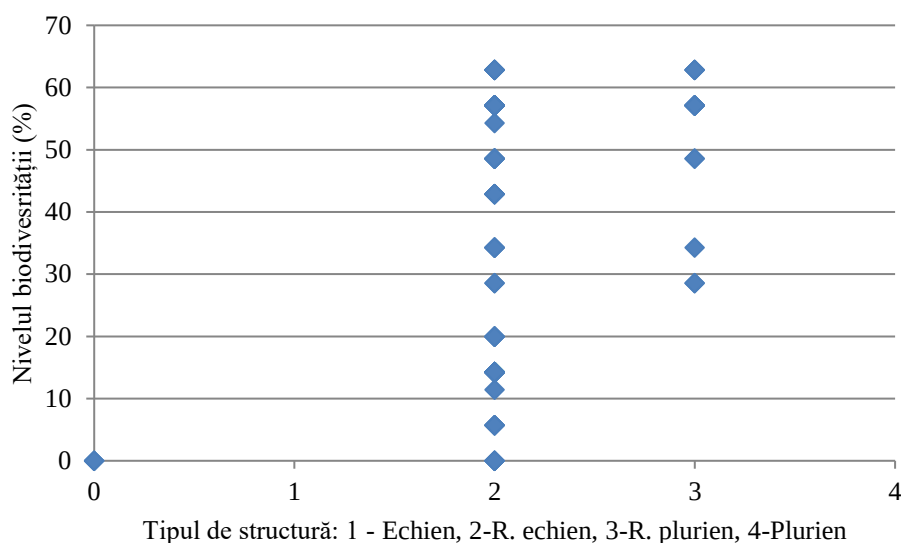


Figura 40. Graficul de corelație dintre nivelul biodiversității și structura arboretelor

Indicatorii variabilității au indicat faptul că în arboretele cu structură relativ plurienă valorile minimă și medie a nivelului biodiversității au fost superioare celor constatate în arboretele relativ echiene. De asemenea, variațiile nivelului biodiversității au fost mai reduse în prima categorie ($CV=22,14\%$) (tabelul 21).

Tabelul 21. Valorile indicatorilor variabilității calculate pentru nivelul biodiversității în funcție de tipul de structură (%)

Indicator	Relativ Echien	Relativ Plurien
Minima	0,00	28,57
Maxima	62,86	62,86
Amplitudinea de variație	62,86	34,29
Media	29,72	51,81
Varianta	414,66	140,95
Abaterea standard	20,23	11,47
Coeficientul de variație	68,07	22,14

5.3.3. Influența tipului de ecosistem asupra nivelului biodiversității

Variația nivelului biodiversității pe tipuri de ecosisteme este semnificativă din punct de vedere statistic ($p < 0,001$) (figura 43).

În funcție de tipul de ecosistem, nivelul biodiversității a avut cea mai redusă valoare medie, de 9,84% în arboretele încadrate în tipul de ecosistem 2228 - *Molideto - brădet, înalt productiv, cu mull moder, pe soluri brune, brune - luvice, brune acide, brune feriiluviale, gleizate, mezo- și oligomezobazice, hidric excedentare în profunzime, cu Oxalis – Pleurozium*, iar cea mai ridicată, de 50,20%, a fost corespunzătoare tipului 2316 - *Molideto – făgeto - brădet, înalt și mijlociu productiv, cu mull (mull - moder), pe soluri brune tipice, rendzinice și luvice, eu - și mezobazice sau brune feriiluviale, oligomezobazice, hidric bine echilibrate, cu Oxalis – Dentaria – Asperula* (figura 41).

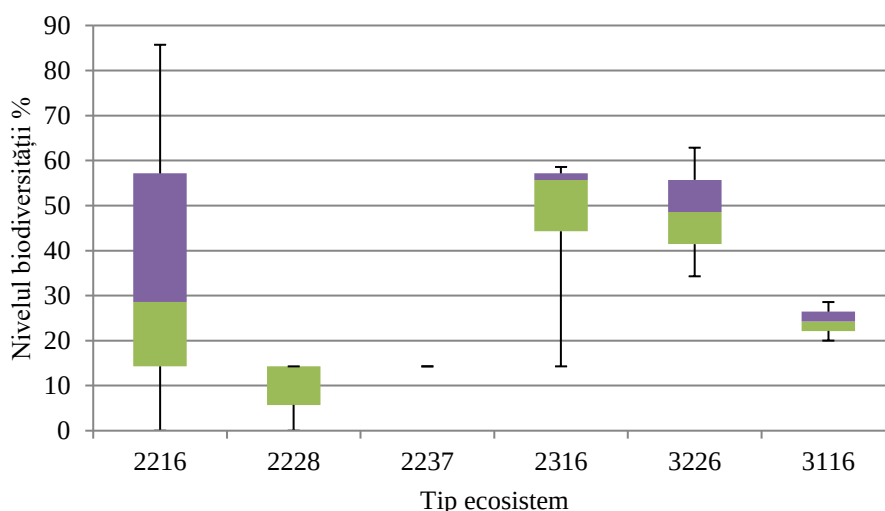


Figura 41. Nivelul biodiversității în funcție de tipul de ecosistem

Valoarea biodiversității calculată prin utilizarea Indicelui Biodiversității Potențiale se corelează pozitiv cu tipul de ecosistem. Nivelul de corelație dintre cele două variabile este unul slab din punct de vedere statistic ($R = 0,2092$) (figura 42).

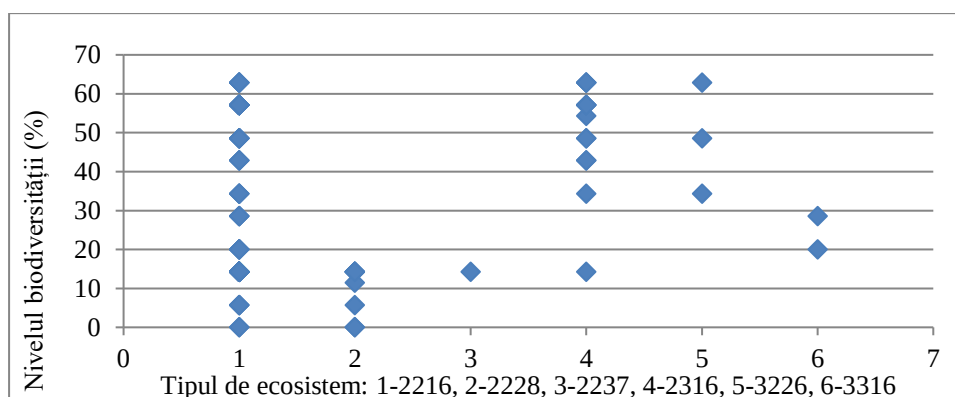


Figura 42. Graficul de corelație dintre nivelul biodiversității și tipul de ecosistem

Indicatorii variabilității au indicat faptul că în arboretele corespunzătoare tipului de ecosistem 2316 valoarea medie a nivelului biodiversității a fost cea mai ridicată. Datorită eșantionajului redus, respectiv număr scăzut de arborete, coeficienții de variație ai nivelului biodiversității arboretelor încadrate în tipurile de ecosistem 2237, 3226 și 3316 au fost cei mai scăzuți. Exceptând aceste situații, în arboretele corespunzătoare tipului 2316, nivelul biodiversității a prezentat cea mai redusă variație ($CV=25,79\%$) (tabelul 22). Analiza influenței tipului de ecosistem asupra biodiversității arată că, deși productivitatea este echivalentă pentru toate aceste ecosisteme, ceea ce induce diferențe este variabilitatea distribuției speciilor. Participarea diferită a celor trei specii (molid, brad, fag) la formarea amestecurilor, modul lor de grupare, face ca diferențierile între tipurile de ecosisteme să fie evidente din punct de vedere statistic.

Tabelul 22. Valorile indicatorilor variabilității calculate pentru cele 6 tipuri de ecosisteme

Indicator	Tip de ecosistem					
	2216	2228	2237	2316	3226	3316
Minima	0,00	0,00	14,29	14,29	34,29	20,00
Maxima	62,86	14,29	14,29	62,86	62,86	28,57
Amplitudinea de variație	62,86	14,29	0,00	48,57	28,57	8,57
Media	32,79	9,84	14,29	50,20	48,57	24,29
Varianța	424,45	39,00	0	180,49	204,08	36,73
Abaterea standard	20,44	5,89	0,00	12,95	11,66	4,29
Coeficientul de variație	62,33	59,83	0,00	25,79	24,01	17,65

5.3.4. Influența zonării funcționale asupra nivelului biodiversității

Analizată la nivel de grupă funcțională, diferența dintre valorile medii ale biodiversității, corespunzătoare grupelor I și a II-a, este semnificativă din punct de vedere statistic ($p < 0,01$). Arboretele din grupa I au un nivel mediu al biodiversității (41,58%), iar cele din grupa a II-a un nivel scăzut (31,31%).

În funcție de categoria funcțională, valorile medii ale nivelului biodiversității variază de la 28,57% pentru categoria 1-2I până la 57,55% pentru 1-5H ($p < 0,05$) (figura 43).

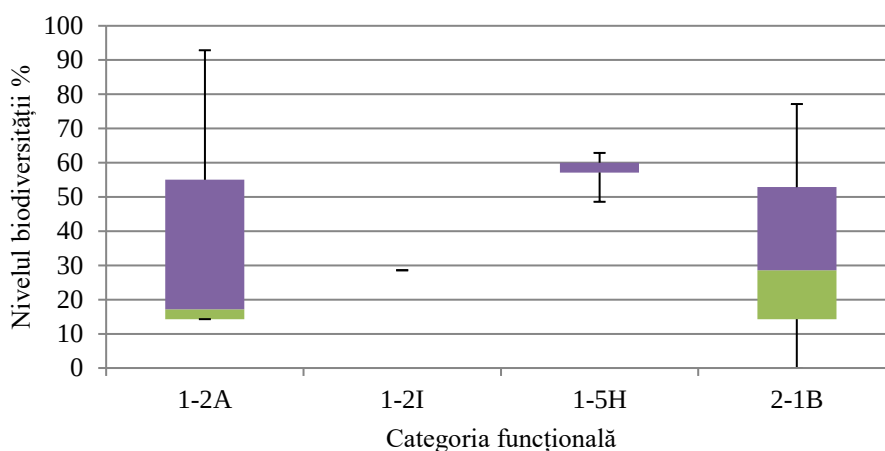


Figura 43. Nivelul biodiversității în funcție de categoria funcțională

Nivelul de corelație dintre nivelul biodiversității calculat prin utilizarea Indicelui Biodiversității Potențiale și categoria funcțională a arboretelor este unul slab din punct de vedere statistic ($R = 0,1459$) (figura 44).

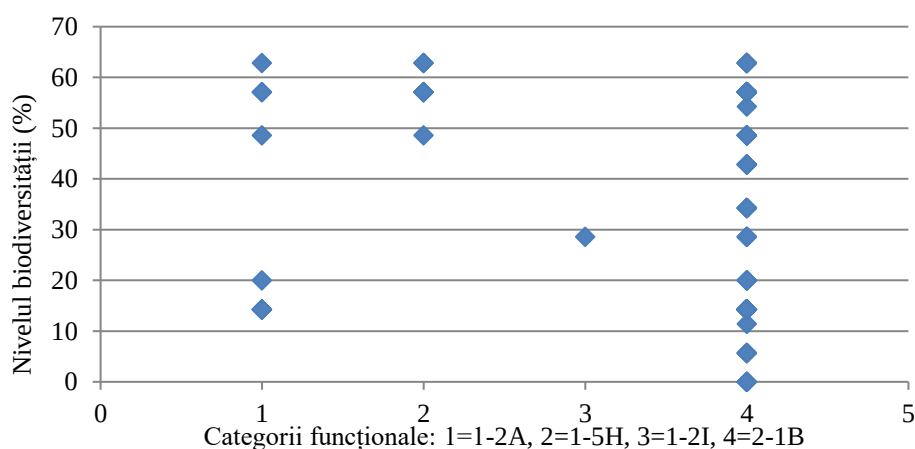


Figura 44. Graficul de corelație dintre nivelul biodiversității și categoria funcțională

Indicatorii variabilității acestui parametru au evidențiat faptul că arboretele încadrate în categoria funcțională 1-5H – „*Păduri stabilite ca rezervatii pentru producerea de semințe forestiere și conservării genofondului forestier*” au înregistrat cea mai ridicată valoare minimă și medie a nivelului biodiversității.

De asemenea, în această categorie variațiile nivelului biodiversității au fost cele mai reduse (CV=7,70%) (tabelul 23). Rezultatul indică faptul că vegetația forestieră din aceste arborete este una omogenă sub raportul vârstelor, speciilor, structurii pe verticală și orizontală precum și al lucrărilor aplicate.

Tabelul 23. Valorile indicatorilor variabilității calculate pentru cele patru categorii funcționale (%)

Indicator	Categorie funcțională			
	1-2A	1-2I	1-5H	2-1B
Minima	14,29	28,57	48,57	0,00
Maxima	62,86	28,57	62,86	62,86
Amplitudinea de variație	48,57	0,00	14,29	62,86
Media	31,71	28,57	57,55	31,31
Varianta	467,03	0,00	22,93	422,13
Abaterea standard	20,50	0,00	4,43	20,41
Coeficientul de variație	64,65	0,00	7,70	65,17

Discuții

Valorile medii mai ridicate ale biodiversității înregistrate în parcelele încadrate în grupa I funcțională, în special în cele din categoria funcțională 1-5 H - *Păduri stabilite ca rezervații pentru producerea de semințe forestiere și conservarea genofondului forestier (T II)*, sunt o consecință a măsurilor de management aplicate pădurii de-a lungul timpului. În aceste parcele nu este reglementat procesul de producție, nu este stabilită o vârstă a exploatabilității, iar lucrările s-au rezumat doar la executarea tăierilor de conservare (O.M. 945, 2012), drept pentru care arboretele au avut o dezvoltare mai complexă. Aceste caracteristici au influențat atât condițiile de mediu din arboret (lumină,

umiditate, temperatură) (Standovar et al.2006), dar și prezența lemnului mort, a arborilor de mari dimensiuni și a microhabitatelor. Rezultatul este în concordanță cu cele obținute de Spies și Franklin (1991), Lei (2009) sau Harper et al. (2003) în urma studiilor efectuate în pădurile douglas și tsuga din statele nord-americe Washington și Oregon precum și în cele de molid din regiunile canadiene New Brunswick, Quebec și Ontario.

Arboretele relativ-pluriene au înregistrat un nivel al biodiversității de 51,8%, iar cele relativ-echiene de 29,8%. Această fluctuație este dată de diferența de vârstă de 50,8 ani existentă între cele două categorii de arborete prin care sunt induse deosebiri de structură verticală și orizontală.

Nivelul ridicat al biodiversității în arboretele multispecifice, încadrate în tipul de ecosistem 2316, este firesc întrucât biodiversitatea asociată arborilor variază în funcție de specie, dar va crește o dată cu creșterea numărului de specii de arbori ce compun arboretul (Gosselin et al., 2004). Astfel, prezența foioaselor în amestec cu rășinoasele este favorabilă, acestea fiind caracterizate printr-un potențial biologic mai ridicat (Branquart și Liégeois, 2005). Hagar (2007), constată că un număr de 78 de specii de vertebrate folosesc pentru hrană sau adăpost speciile de foioase din compoziția arboretelor de rășinoase din statele nord-americe Oregon și Washington. S-au identificat reptile (O’Neil et al., 2001), amfibieni (Welsh și Lind 1995), păsări (Lowther 2000, Gillihan și Byers 2001, Goguen și Curson 2002, Patterson și Scheuering 2003, Trail 2003) și mamifere (Whitaker et al. 1977, Verts și Carraway 1998).

De asemenea, speciile de foioase produc o litieră de calitate superioară, ce determină dezvoltarea stratului ierbaceu (Wallrup et al. 2006), sunt predispuse într-o mai mare măsură la formarea de cavități, iar diversitatea specifică a populațiile de plante epifite este mai ridicată (Kiraly și Odor 2010, Boch et al. 2013).

6 Concluzii

6.1. Concluzii privind rezultatele cercetării

Pădurea este un ecosistem deosebit de complex. Diversitate biologică a acesteia și conservarea sa au căpătat o mare importanță o dată cu conferința de la Helsinki din 1993, ca urmare a Summitului Pământului de la Rio de Janeiro din 1992.

Utilizarea indicilor pentru evaluarea diversității biologice este facilă, întrucât aceștia sunt instrumente construite dintr-un număr redus de elemente ale ecosistemului forestier, dar care se corelează cu numeroase alte "componente" ale acestuia, a căror cuantificare se realizează cu dificultate.

În vederea evaluării nivelului de suport al biodiversității unui arboret/suprafețe de pădure, se poate utiliza Indicele Biodiversității Potențiale. Calculul acestuia constă în evaluarea pe teren a unui set de zece factori ce sunt considerați favorabili existenței biodiversității, împărțiți în două categorii: șapte factori dependenți (A-G) de managementul forestier și trei factori staționali (H-J).

Nivelul biodiversității (factorii A-G), a avut valoarea maximă 62,85%, iar influența factorilor staționali asupra biodiversității (factorii H-J) a avut valoarea maximă 51,1%.

Nivelul biodiversității s-a corelat pozitiv cu:

- vârsta arboretului;
- tipul de structură;
- tipul de ecosistem;
- categoria funcțională.

Indicele Shannon calculat pe distribuția diametrelor a exprimat fidel variabilitatea structurală a arboretelor.

S-a determinat variația spațială, precum și valorile minime, medii și maxime ale factorilor ce intră în formula de calcul a indicelui, atât la nivel de unitate amenajistică cât și pentru întreaga suprafață analizată.

În cazul dispunerii pe verticală a vegetației, cel mai bine reprezentat strat a fost cel al arborilor cu înălțimea de peste 20 de metri (71% din suprafață). Acest factor s-a corelat pozitiv cu consistența, vârsta și categoria funcțională a arboretelor.

Din punct de vedere al diversității specifice, compoziția generală a zonei studiate este caracteristică pădurilor de amestec de rășinoase cu fag. La nivel de suprafață de probă, numărul speciilor de arbori întâlnite a fost cuprins între 1 și 6, variația fiind datorată caracteristicilor zonale și structurale existente, drept pentru care diversitatea specifică s-a corelat pozitiv cu consistența, altitudinea și expoziția terenului.

Arborii inventariați au avut diametre cuprinse între 8 cm și 112 cm, fiind înregistrați în medie un număr de 241 arbori/ha, iar cei cu diametre de peste 70 cm au fost în număr de 416, ceea ce reprezintă în medie un număr de 11 piese/ha, raportat la întreaga suprafață studiată. Dintre aceștia, 219 au fost din specia brad, 160 molid, 35 fag, 1 larice și 1 paltin de munte. La nivel de suprafață de probă, numărul arborilor de mari dimensiuni a fost cuprins între 0 și 6. Numărul arborilor de mari dimensiuni/ha s-a corelat pozitiv cu specia de arbore, consistența și vârsta arboretului, tipul de ecosistem, grupa funcțională și altitudinea terenului.

În cazul densității lemnului mort la sol, pe suprafețele de probă inventariate au fost identificate un număr total de 576 trunchiuri sau părți din trunchiuri de arbori aflate la suprafața solului. În medie, acest rezultat reprezintă un număr de 16 piese/ha, raportat la întreaga suprafață studiată. Acest factor s-a corelat pozitiv cu vârsta arboretului, categoria funcțională, panta, altitudinea și expoziția terenului. Din punct de vedere al lemnului mort pe picior, pe suprafețele de probă inventariate au fost identificate în total 297 piese de lemn mort pe picior, ceea ce reprezintă în medie un număr de 8 piese/ha, raportat la întreaga suprafață studiată. Prezența lemnului mort pe picior s-a corelat pozitiv doar cu altitudinea terenului.

Arborii purtători de microhabitate au fost în număr de 1684, ceea ce reprezintă în medie 48 de piese/ha, raportat la întreaga suprafață studiată. Dintre aceștia, 10% au fost cu galerii de insecte, 23% conțineau cavități goale, 2% cavități umplute cu apă, 1% prezentau necroză cu scurgeri de sevă, 55% aveau părți din tulpină fără coajă, 3% purtau corpuri sporifere ale ciupercilor saprofite și 5% aveau tulpina acoperită parțial sau total cu licheni. Diametrul mediu al arborilor purtători de microhabitate a fost de 44 cm, cu variații de la 8 la 110 cm. Diametrele arborilor cu părți din tulpină fără coajă au prezentat cel mai ridicat coeficient de variație, ceea ce indică faptul că arbori din toate categoriile de diametre sunt predispuși la formarea acestui tip de microhabitat. Prezența arborilor purtători de microhabitate s-a corelat pozitiv cu stratificarea verticală a arboretului, specia, consistența, diametrul și expoziția terenului. Fiecare tip de microhabitat s-a corelat cu diverși factori dintre care diametrul reprezintă variabila caracteristică tuturor tipurilor.

În cazul zonelor deschise, acest factor nu a atins valorile de prag stabilite prin metodologia de calcul a indicelui.

Habitatele acvatică au fost identificate în 127 de suprafețe de probă (17,6%) din totalul celor parcurse, fiind reprezentate în proporție de 70% de cursuri de apă și 30% de zone cu înmlăștinare.

Zonele cu stâncării au fost identificate în 95 de suprafețe de probă (13,1%), grohotișul a fost prezent în 94 din cazuri, în timp ce peretele de stâncă a fost identificat într-o singură suprafață de probă. Un procent de 81% se situează la altitudini de peste 801 m, iar din punct de vedere al zonării funcționale, doar 14% au fost identificate în grupa I.

Indicele Biodiversității Potențiale a făcut posibilă clasificarea arboretelor într-o ordine crescătoare în funcție de nivelul biodiversității, începând cu cele tinere, pure, monospecifice, echine, încadrate în grupa a II-a funcțională și culminând cu cele din grupa I, mai complexe din punct de vedere structural. Nivelul biodiversității a avut o valoare medie de 32,27%.

În funcție de influența factorilor staționali asupra biodiversității, parcelele au fost clasificate în ordine crescătoare. Influența a fost nulă în cele destinate hranei vânatului, lipsite de vegetație forestieră, în care continuitatea în timp a pădurii nu a fost asigurată, iar habitatele acvatice și zonele cu stâncării nu au fost identificate. Influența factorilor staționali asupra biodiversității a fost importantă în parcelele în care continuitatea s-a manifestat în decursul timpului, respectiv suprafața de teren era acoperită cu arbori proveniți din regenerări naturale, iar cele două tipuri de habitate (acvatice și zone cu stâncării) au fost constatate punctual pe suprafața parcelor. Influența factorilor staționali asupra biodiversității a fost una importantă, valoarea medie pe suprafața studiată fiind de 35,54%.

Rezultatele obținute pot fi analizate pe perioade mai lungi, fiind posibilă și studierea factorilor ce pot fi ameliorați, prin lucrări silvice, în decursul timpului, desigur această ameliorare se poate realiza doar în măsura în care nu contravine normelor și legislației în vigoare privitoare la gospodărirea fondului forestier.

6.2. Aplicabilitatea practică a rezultatelor obținute

Factorii dependenți de managementul forestier pot fi ameliorați în vederea menținerii și creșterii nivelului biodiversității. Această acțiune se poate realiza în măsura în care acest lucru nu contravine prevederilor legale și nu afectează starea arboretelor. Astfel, se impune promovarea regenerării naturale prin aplicarea tratamentelor cu tăieri repetate, ce creează diversitate din punct de vedere al dispunerii pe verticală a vegetației.

Susținerea arboretelor de amestec formate din speciile de arbori ce au constituit tipul natural fundamental de pădure este o altă măsură ce conduce la menținerea și ulterior creșterea nivelului biodiversității forestiere.

Promovarea lemnului mort de mari dimensiuni se poate realiza o dată cu punerea în valoare a masei lemnoase, când se vor menține în pădure o parte din exemplarele uscate pe picior cât și cele doborâte la suprafața solului.

Susținerea numărului de arbori de mari dimensiuni se poate realiza prin promovarea speciilor autohtone de arbori, cel mai bine adaptate condițiilor staționale și de mediu, ce au capacitatea de a ajunge la mari dimensiuni, respectarea prevederilor amenajamentelor silvice prin aplicarea tăierilor de regenerare la vârsta corespunzătoare ciclului de producție. De asemenea se impune aplicarea cu responsabilitate a tăierilor de igienă prin extragerea arborilor rău conformati, ruți și doborâți din arboretele încadrate în grupa I funcțională, în care procesul de producție a masei lemnoase nu este reglementat.

Se impune ca lucrările aplicate în arborete să fie realizate astfel încât să se asigure și păstrarea unui număr suficient de arbori purtători de microhabitate care să permită armonizarea cerințelor de ordin ecologic cu social economice atribuite arboretelor în cauză.

Menținerea în stare corespunzătoare a terenurilor destinate hranei vânatului ca zone deschise în interiorul masivelor forestiere prin curățarea permanentă a acestora de vegetația forestieră instalată, este o altă măsură ce influențează nivelul biodiversității forestiere. De asemenea, limitarea pășunatului pe aceste terenuri favorizează fauna forestieră.

Dacă asupra tuturor factorilor dependenți de managementul forestier factorul de decizie are capacitatea de a interveni în vederea ameliorării lor, asupra celor staționali, respectiv a habitatelor acvatice și a zonelor cu stâncării, se poate acționa doar în direcția conservării lor pentru ca influența acestora asupra biodiversității să nu se reducă.

Astfel, protecția habitatelor acvatice existente în ecosistemul forestier se poate realiza printr-o exploatare corespunzătoare a lemnului, pe trasee ce nu se intersectează cu acestea, decât în situații excepționale. Conservarea zonelor cu stâncării presupune aplicarea corectă a tăierilor de îngrijire, igienă și regenerare, astfel încât arboretul rămas să își manifeste cu maximă eficacitate funcțiile de protecție împotriva eroziunii, alunecărilor de teren, căderilor de stânci, pietre și grohotiș.

Continuitatea în timp a etajului arborescent pe o suprafață se asigură printr-o aplicare corespunzătoare a tratamentelor cu intervenții repetate, ce promovează regenerarea naturală. Astfel, tăierile succesive, progresive, grădinarite sau combinațiile acestora, determină o acoperire continuă în timp și spațiu a terenului cu vegetație forestieră, iar funcțiile atribuite arboretelor se exercită fără întrerupere.

Rezultatele obținute sunt utile și în contextul în care suprafața de pădure analizată este certificată cu Standardul de Certificare FSC®. S-a identificat foarte precis atât, cantitatea de lemn mort pe picior sau doborât la suprafața solului/ha, numărul arborilor purtători de microhabitate/ha, precum și numărul arborilor de mari dimensiuni/ha. De asemenea, s-au identificat și habitatele marginale: zonele umede și cele cu stâncării.

6.3. Contribuții personale

Studiul a fost realizat asupra vegetației forestiere din bazinul hidrografic al pârâului Ursoaia, de pe raza Unității de Producție II “Ursoaia” din cadrul Ocolului Silvic Frasin, subunitate a Direcției Silvice Suceava, pe o suprafață de 758,5 ha cuprinsă în 95 de unități amenajistice heterogene sub raportul speciilor, al vârstelor, al structurii pe verticală și orizontală, al lucrărilor aplicate, al condițiilor staționale pe care vegetația se dezvoltă, precum și al funcțiilor atribuite arboretelor.

S-a implementat pentru prima dată în România metodologia de calcul a Indicelui Biodiversității Potențiale, fiind amplasată, prin poziționarea satelitară, o rețea de inventariere compusă dintr-un număr de 721 de suprafețe de probă, de de formă circulară, cu o suprafață de 500 m² fiecare. Drept urmare, rezultatele obținute au caracter de noutate în țara noastră.

Valoarea biodiversității s-a calculat la nivel de suprafață de probă, la nivel de unitate amenajistică precum și pentru întreaga întreaga suprafață studiată. S-au realizat ulterior regresii pentru a determina factorii de care depinde nivelul biodiversității, precum și măsura în care aceștia îl influențează. Astfel, s-a

studiat corelația existentă între nivelul biodiversității și vârsta arboretului, tipul de structură, tipul de ecosistem și categoria funcțională.

S-au determinat și influența factorilor staționali asupra biodiversității, atât la nivel de suprafață de probă și parcelă, cât și la nivelul întregii suprafețe analizate.

S-au definit și valorile Indicelui Shannon, calculat pe distribuția diametrelor pentru fiecare suprafață de probă, cât și pentru fiecare unitate amenajistică. Valorile acestuia s-au comparat ulterior cu cele ale nivelului biodiversității, fiind testată astfel reprezentativitatea Indicelui Shannon pentru modelarea Indicelui Biodiversității Potențiale.

S-a determinat variația spațială, precum și valorile minime, medii și maxime ale factorilor ce intră în formula de calcul a indicelui, atât la nivel suprafață de probă, de unitate amenajistică, cât și raportat la întreaga suprafață analizată. S-au realizat ulterior regresii pentru a determina variabilele de care depind factorii, precum și măsura în care acestea îi influențează.

În cazul dispunerii pe verticală a vegetației, s-a analizat și evidențiat relația corelativă existentă între acest factor și consistența, vârsta respectiv categoria funcțională a arboretelor.

În timpul lucrărilor de teren arborii au fost inventariați sub raport specific și dimensional. Din punct de vedere al diversității specifice, s-a evaluat compoziția generală a zonei analizate, iar ulterior s-a studiat relația de dependență dintre acest factor și consistența, altitudinea, expoziția terenului.

S-a realizat distribuția numărului de arbori pe categorii de diametre, iar ulterior s-a calculat diametrul mediu al arborilor inventariați, pe specii, pe grupe și categorii funcționale. S-a determinat numărul arborilor cu diametrul de bază de peste 70 cm, atât general cât și defalcat pe specii. A fost studiată legătura corelativă dintre numărul arborilor de mari dimensiuni și consistența, vârsta arboretului, tipul de ecosistem, grupa funcțională, altitudinea terenului și specia de arbore.

S-a determinat densitatea lemnului mort pe picior și doborât la suprafața solului, fiind prezentate valorile medii la hectar pentru fiecare unitate amenajistică și pentru întreaga suprafață studiată. S-au evidențiat și analizat legăturile de dependență existente între densitatea lemnului mort și vârsta arboretului, categoria funcțională, panta, altitudinea și expoziția terenului.

Fiecare arbore inventariat în teren a fost analizat din punct de vedere al prezenței microhabitatelor. S-a prezentat numărul mediu la hectar și pentru fiecare unitate amenajistică. Ulterior acești arbori au fost defalcați pe tipuri de microhabitate, specii și categorii de diametre. S-a analizat corelația dintre numărul de arbori purtători de microhabitate și stratificarea verticală a arboretului, specia, consistența, diametrul și expoziția terenului. Pentru fiecare tip de microhabitat a fost studiată relația de dependență dintre acesta și factorii de influență.

Suprafața studiată a fost analizată și din punct de vedere al prezenței zonelor deschise. Acest factor nu a atins valorile de prag stabilite prin metodologia de calcul a indicelui.

Din punct de vedere al factorilor staționali, în fiecare suprafață de probă, habitatele acvatice precum și zonele cu stâncării au fost identificate și cuantificate pe categorii.

S-au realizat reprezentări grafice cu scopul de a evidenția distribuția spațială a valorilor factorilor prin care se definește indicele, nivelul biodiversității precum și influența factorilor staționali asupra biodiversității.

Toate rezultatele obținute în urma cercetărilor au fost comparate, analizate critic și în detaliu cu cele ale altor studii de specialitate efectuate în diferite zone ale globului.

Promovarea biodiversității trebuie să devină unul dintre scopurile primordiale urmărite de silvicultorii actuali în gestionarea pădurilor. Printr-un management corespunzător, multifuncțional, ce urmărește pe lângă valorificarea masei lemnoase și satisfacerea cerințelor de ordin ecologic, pădurea cultivată, cu

funcții de producție, poate fi compatibilă cu obiectivele ce urmăresc conservarea biodiversității.

Silvicultorul nu are puterea să modifice factorii de mediu și cei staționali, dar deține toate pârghiile organizatorice necesare pentru formarea unei păduri complexe sub aspect specific și structural, cu o mare diversitate de biotopuri, înglobate în ceea ce Schütz (1997) denumește „principiul diversității prin diversificare”.

Bibliografie

Acker S.A., Sabin T.E., Ganio L.M., McKee W.A., 1997. Development of old-growth structure and timber volume growth trends in maturing Douglas - fir stands. *Forest Ecology and Management* 104: 265-280.

Akashi N., Terazawa K. 2005. Bark stripping damage to conifer plantations in relation to the abundance of sika deer in Hokkaido, Japan. *Forest Ecology and Management* 208: 77–83.

Akkuzu E., Sariyildiz T., Kucuk M., Duman A. (2009) *Ips typographus* (L.) and *Thanasimus formicarius* (L.) populations influenced by aspect and slope position in Artvin-Hatila valley national park, Turkey. *African Journal of Biotechnology* Vol. 8: 877-882.

Allen A. W., Corn J. G., 1990. Relationships between live tree diameter and cavity abundance in a Missouri oak-hickory forest. *Northern Journal of Applied Forestry* 7: 179–183.

Alt G.L. 1980. Hunting vulnerability of bears. *Pennsylvania Game News* 51:7-10.

Altendorf K. B., Laundre J. W., Gonzalez c. L., Brown j. S., 2001. Assessing effects of predation risk on foraging behavior of Mule deer. *Journal of Mammalogy*, 82 :430–439.

Alverson W.S., Waller D.M., Solheim S.L. (1988). Forests too deer – edge effects in northern Wisconsin. *Conserv Biol* 2: 348–358.

Amenajamentul Unității de Producție II ”Ursoaia”, Ocolul Silvic Frasin, ediția 2009.

Asbeck T., Pyttel P., Frey J., Bauhus J., 2019. Predicting abundance and diversity of tree-related microhabitats in Central European montane forests from common forest attributes. *Forest Ecology and Management* 432: 400–408.

Badea L., 1983. *Geografia României*. București, Ed. Academiei R.S.R.

Banaś J., Bujoczek L., Zięba S., Drozd M., 2014. The effects of different types of management, functions, and characteristics of stands in Polish forests

on the amount of coarse woody debris. *European Journal of Forest Research* 133: 1095–1107.

Barbu I., Cenușă R., 2005. Research on the subterranean structure of mixed stands (fir, spruce, beech) in comparison with spruce plantation. 11TH INTERNATIONAL SILVER FIR SYMPOSIUM – POIANA BRASOV – ROMANIA 2005.

Bartels R., Dell J.D., Knight R. L., Schaefer G, 1985. Dead and down woody material: 171-186.

Bates L. J., 1995. Monitoring woodpecker abundance and habitat in the central Oregon Cascades. MS Thesis, University of Idaho.

Bates J. W., Brown D.H., 1981. Epiphyte differentiation between *Quercus petraea* and *Fraxinus excelsior* in a maritime area of south west England. *Vegetatio* 48: 61-70.

Bate L., Wisdom M., Wales B., 2006. Snag densities in relation to human access and associated management factors in forests of Northeastern Oregon, USA. *Landscape and Urban Planning* 80: 278-291.

Becker T., Schroter H., 2000. Ausbreitung von rindenbrütenden Borkenkäfern nach Sturmschäden. *Allg. Forstztg.* 55, 280–282.

Birks J. D. S., messenger J. E., Halliwell E. C., 2005. Diversity of den sites used by pine martens *Martes martes*: a response to the scarcity of arboreal cavities. *Mammal Review* 35: 313- 320.

Boch S., Prati D., Hessenmo D., Schulze E., Fischer M., 2013. Richness of lichen species, especially of threatened ones, is promoted by management methods furthering stand continuity. *PLoS One*, 8(1).

Bottorff J, 2009. Snags, coarse woody debris and wildlife. .

Brainerd S. M., Helldin J. O., Lindstrom E. R., Rolstad E., Rolstad J., Storch I., 1995. Pine marten (*Martes martes*) selection of resting and denning sites in Scandinavian managed forests. *Ann. Zool. Fennici* 32: 151-157.

Branquart E., Dufrene M., 2005. Les Arbres, depuissants révélateurs de la biodiversité forestière. In: Résumé des interventions de la journée d'étude "Gestion forestière et biodiversité", Gembloux, 23/03/2005. Ministère de la Région wallonne – Direction générale des Ressources naturelles et de l'Environnement: 8-10.

Branquart E., Liégeois S., 2005. Normes de gestion pour favoriser la biodiversité dans les bois soumis au régime forestier (complément à la circulaire n° 2619). — Ministère de la Région wallonne – Direction générale des Ressources naturelles et de l'Environnement.

Brustel H., 2001. Coléoptères saproxyliques et valeur biologique des forêts françaises. Perspectives pour la conservation du patrimoine naturel. Institut national polytechnique de Toulouse: 327 p.

Bryant G. L., Dundas S. J., Fleming P. A., 2012. Tree hollows are of conservation importance for a near-threatened python species. — J. Zool. 286: 81–92.

Bull E. L., Akenson J. J., Betts B. J., Torgensen T. R., 1996. The interdependence of wildlife and old-growth forests. In: Bradford P., Manning T., Akenson B. Wildlife tree/stand-level biodiversity workshop proceedings, 1995, Victoria BC., Victoria B. C: British Columbia Ministry of Environment, Lands, and Parks, and Ministry of Forests: 71-75.

Bull E. L., Collins C. T., 1993. Vaux's swift (*Chaetura vauxi*). In: The birds of North America, 77.

Campodron J., Salvanyà J., Soler-Zurita J., 2008. The abundance and suitability of tree cavities and their impact on hole-nesting bird populations in beech forests of NE Iberian Peninsula. ACTA ORNITHOLOGICA 43: 17 – 31.

Carvalho F., Carvalho R., Mira A., Beja P., 2014. Use of tree hollows by a Mediterranean forest carnivore. Forest Ecology and Management, 315: 54-62.

Castagneri D., Garbarino M., Berretti R., Motta R., 2010. Site and stand effects on coarse woody debris in montane mixed forests of Eastern Italian Alps. *Forest Ecology and Management* 260: 1592–1598.

Catry F. X., Rego F., Moreira F., Fernandes P.M., Pausas J.G., 2010. Post-fire tree mortality in mixed forests of central Portugal. *Forest Ecology and Management* 260: 1184-1192.

Cenușă R., 1995. Câteva aspecte privind dinamica și importanța necromasei lemnoase, în arborete naturale de molid, *Bucovina forestieră* 3(2): 62-63.

Cenușă R., 2019. Dinamica ecosistemelor forestiere, Note de curs , Universitatea „Ștefan cel Mare”, Suceava.

Christiansen E., Waring R. H., Berryman A. A., (1987). Resistance of conifers to bark beetle attack: Searching for general relationships. *Forest Ecology and Management* 22: 89-106.

Chruszcz B. J., Barclay R. M. R., 2002. Thermoregulatory ecology of a solitary bat, *Miotis evotis*, roosting in rock crevices. *Functional ecology* 16: 18 – 26.

Cibien C., Sempere A., 1989. Food availability as a factor in habitat use by roe deer. *Acta theriologica* 34: 111-123.

Clark D.B., Clark D.A., 1996. Abundance, growth and mortality of very large trees in Neotropical lowland rain forest. *Forest Ecology and Management* 80: 235–244.

Clinovschi F., 2005. Dendrologie. Editura Universității Suceava: 25.

Collet C., Lanter O., Pardos M., 2001. Effects of canopy opening on height and diameter growth in naturally regenerated beech seedlings. *Ann. For. Sci.* 58: 127 – 134 .

Collet C., Piboule A., Leroy O., Frochot H., 2008. Advance *Fagus sylvatica* and *Acer pseudoplatanus* seedlings dominate tree regeneration in a mixed broadleaved former coppice-withstandards forest. *Forestry* 10: 135-150.

Conner, R. N.. 1979. Seasonal changes in woodpecker foraging methods: strategies for winter survival: 95-105.

Copeland J. P., Peek J. M., Groves C. R., Melquist W. E., Mckelvey K. S., Mcdaniel G. W., Long C. D., Harris C. E., 2007. Seasonal habitat association of the wolverine in Central Idaho. *Journal of wildlife management* 71: 2201-2212.

Cramp S. (Ed.), 1993. *The Birds of the Western Palearctic*. Oxford University Press, Oxford.

Cui Q., Su J., Jiang Z., 2008. Summer diet of two sympatric species of raptors upland Buzzard (*Buteo hemilasius*) and Eurasian eagle owl (*Bubo bubo*) in alpine meadow: problem of coexistence. *Polish journal of ecology* 56: 173-179.

Dai X., 1996. Influence of light conditions in canopy gaps on forest regeneration: a new gap light index and its application in a boreal forest in east-central Sweden, *For. Ecol. Manage* 84: 187–197.

Dămăceanu C., Duran V., Grobnic G., Tanko Ș., 1970. Contribuții privind practicarea rezinajului în arboretele exploatabile de molid. *Studii și cercetări, volumul XXVI*: 515-552.

De Gasperis S.R., Fiore L., Battisti C., Carpaneto G.M., 2016. The importance of dead wood for hole-nesting birds: a two years study in three beech forests of central Italy. *Israel Journal of Ecology & Evolution*: 1-9.

DeGraaf, R.M., M. Yamasaki, W.B. Leak, and J.W. Lanier. 1992. *New England wildlife: management of forested habitats*. USDA For. Serv., Radnor, PA. Gen. Tech. Rep. 144: 271.

DeGraaf R.M., Yamasaki M. 2001. *New England Wildlife: Habitat, Natural History, and Distribution*. University Press of New England, Hanover, NH, USA.

Dell'Arte G. L., Laaksonen T., Norrdahl K., Korpima E., 2007. Variation in the diet composition of a generalist predator, the red fox, in relation to season and density of main prey. *Acta oecologica* 31: 276–281

Dixon R. D., 1996. Ecology of white-headed woodpeckers in central Oregon. MS Thesis, University of Idaho.

Dumyahn J. B., Zollner P. A., 2010. Home range characteristics of swamp rabbits (*Sylvilagus aquaticus*) in southwestern Indiana and northwestern Kentucky. Proceedings of the Indiana Academy of Science 119 (1): 80–86.

Dupke C., Bonenfant C., Reineking B., Hable R., Zeppenfeld T., Ewald M., Heurich M., 2016. Habitat selection by a large herbivore at multiple spatial and temporal scales is primarily governed by food resources. Ecography, 39: 001–014.

Dupouey J. L., Sciama D., Dambrine E., Koerner W., Rameau J. C., 2002. La Végétation des forêts anciennes. — Revue forestière française 6: 521-532.

Felton A., Lindbladh M., Brunet J., Fritz O., 2010. Replacing coniferous monocultures with mixed-species production stands: An assessment of the potential benefits for forest biodiversity in northern Europe. Forest Ecology and Management 260: 939-947.

Fernandez N., Palomares F. 1999. The selection of breeding dens by the endangered Iberian lynx (*Lynx pardinus*): implications for its conservation. Biological Conservation 94: 51-61.

Ferris R., Humphrey J.W., 1999. A review of potential biodiversity indicators for application in British forests.

Ficko A., Poljanec A., Boncina A., 2011. Do changes in spatial distribution, structure and abundance of silver fir (*Abies alba* Mill.) indicate its decline? Forest Ecology and Management 261: 844-854.

Filla M., Premier J., Magg N., Dupke C., Khorozyan I., Waltert M., Bufka L., Heurich M., 2017. Habitat selection by Eurasian lynx (*Lynx lynx*) is primarily driven by avoidance of human activity during day and prey availability during night. Ecology and Evolution 7: 6367 – 6381.

Firth R. (2003). Activity range and den trees of the brush-tailed rabbit-rat on Cobourg Peninsula, Northern Territory, Australia. In: 2nd International Conference on Rodent Biology and Management: 99-102.

Flinn K. M., Lechowicz M. J., Marcia J. Waterway M. J., 2008. Plant species diversity and composition of wetlands within an upland forest. *American Journal of Botany* 95: 1216–1224.

Florescu I. I., Nicolescu V. N., 1998. *Silvicultură. Vol. II Silvictehnică*. Editura Universității Transilvania, Brașov.

Fretwell S. D., 1977. Regulation of plant communities by food-chains exploiting them. *Perspect Biol. Med.* 20: 169-185;

Gao T., Hedblom M., Emilsson T., Nielsen A., 2014. The role of forest stand structure as biodiversity indicator. *Forest Ecology and Management* 330: 82-93

Gardère I. 1995 Influence de l'intensité du couvert sur le développement architectural de jeunes érables sycomores *Acer pseudoplatanus* L. (Aceraceae). Thesis, Université des Sciences Nancy I.

Geiger R., Aron R. H., Todhunter P., 2009. *The Climate Near the Ground*. Rowman & Littlefield, Lanham, 623 pp

Gellman S. T., Zielinski W. J., 1996. Use by bats of old-growth redwood hollows on the north coast of California. *Journal of Mammalogy*, 77 (1): 255-265.

Gerson U., Seaward M. R. D., (1977). Lichen-invertebrate associations. In *Lichen Ecology*, ed. M. R. D. Seaward. Academic Press, London: 69-119.

Gibbons J.W., Semlitsch R. D., 1981. Terrestrial drift fences with pitfall traps: An effective technique for quantitative sampling of animal populations. *Brimleyana* 7:1-6.

Gill R., 1992. A review of damage by mammals in north temperate forests: 1. Deer. *Forestry* 65: 145– 169.

Gill R.M.A., Peace A.J., 1996. Changes in roe deer (*Capreolus capreolus* L.) population density in response to forest habitat succession. *Forest Ecology and Management* 88: 31-41.

Gillihan S. W., Byers B., 2001. Evening Grosbeak (*Coccothraustes verspertinus*). In: Poole, A., Stettenheim, P., Gill, F. (Eds.), *The Birds of North America*, no. 599. Philadelphia: The Academy of Natural Sciences, The American Ornithologists' Union, Washington, DC.

Godfrey C.L., Needham K., Vaughan M. R., Vashon J. H., Martin D. D., Blank G. T., 2000. A technique for and risks associated with entering tree dens used by black bears. *Wildlife Society Bulletin* 28:131-140.

Goguen C. B., Curson D.R., 2002. Cassin's Vireo (*Vireo cassinii*). In: Poole, A., Stettenheim, P., Gill, F. (Eds.), *The Birds of North America*, no. 615. Philadelphia: The Academy of Natural Sciences, The American Ornithologists' Union, Washington, DC.

Gonzalez J. R., Palahi M., Trasobares A., Pukkala T., 2006. A fire probability model for forest stands in Catalonia (north-east Spain). *Ann. For. Sci.* 63: 136-176.

Gosselin M., Laroussinie O., 2004. Biodiversité et gestion forestière: connaître pour préserver. Synthèse bibliographique. GIP Ecofor; Antony: Cemagref Éditions: 320 p.

Gosselin M., Valadon A., Berges A., Dumas L., Gosselin F., Baltzinger Ch., Archaux F., 2006. Prise en compte de la biodiversité dans la gestion forestière: état des connaissances et recommandations. ONF; Nogent-sur-Vernisson: 161.

Großmann J., Schultze J., Bauhus J., Pyttel P., 2018. Predictors of Microhabitat Frequency and Diversity in Mixed Mountain Forests in South-Western Germany. *Forests* 2018, 9, 104.

Haftorn S., 1954. Contribution to the food biology of tits especially about storing of surplus food, Part I. *K. norske Vidensk. Selsk. Skr.*, 1953, No. 4.

Hagar J., 2007. Wildlife species associated with non-coniferous vegetation in Pacific Northwest conifer forests: A review. *Forest Ecology and Management* 246: 108–122

Hall D. B., Greger P. D., Rosier J. R., 2009. Regional and seasonal diet of the Western Burrowing Owl in south central Nevada. *Western North American Naturalist* 69 (1): 1–8.

Harper K., Boudreault C., DeGrandpre L., Drapeau P., Gauthier S., Bergeron Y., 2003. Structure, composition, and diversity of old-growth black spruce boreal forest of the Clay Belt region in Quebec and Ontario. *Environmental Review*. 11: 79–98.

Hayes P.J., Gruver J.C., 2000. Vertical stratification of bat activity in an old-growth forest in western Washington. *Northwest Science* 74: 102-108.

Hejl S.J., Newlon K. R., McFadzen M.E. Young J. S., Ghalambor C.K., 2002. Brown creeper (*Certhia americana*). *The Birds of North America* 669, 1–32.

Herrero C., Pando V., Bravo F., 2010. Modelling coarse woody debris in *Pinus* spp. plantations. A case study in Northern Spain. *Ann. For. Sci.* 67: 708 p1-p8.

Hewson C., Austin G. E., Gough S. J., Fuller R. J., 2011. Species specific responses of woodland birds to stand-level habitat characteristics: the dual importance of forest structure and floristic. *Forest Ecology Management* 261: 1224-1240;

Heymell V., Thompson I., Wilkie M., Kleine M, Okabe K., Nasi R., Maginnis S., Guaraguata M., Kapos W., 2011. Forest degradation and proposed indicators;

Hollen H., 1996. Influence of site and stand factors on the distribution of crustose lichens of the caliciales in a suboceanic spruce forest area in central Norway. *The Lichenologist* 28: 315-330.

Howes B. J., Loughheed S. C., 2004. The importance of cover rock in northern populations of the five-lined skink (*Eumeces fasciatus*). *Herpetologica*, 60(3), 287–294.

Huey R. B., Peterson C. R., Arnold S. J., Porter W. P., 1989. Hot rocks and not-so-hot rocks: Retreat-site selection by Garter Snakes and Its Thermal Consequences. *Ecology* 70: 931-944.

Hunter, M.L. Jr. 1990. *Wildlife, Forests, and Forestry*. Prentice Hall, New Jersey;

<http://www.iucn.org/>.

<https://www.xpertsurveyequipment.com/trimble-geo-xh-2008-series-geo-explorer-geographic-information-data-collector.html>

Ichim R., 1964. *Unele observații asupra daunelor produse de cervide în pădurile O. S. Iacobeni*. Revista Pădurilor 11: 640-643

Ichim R., 1975. *Cercetări asupra calității lemnului în arboretele de molid din nordul țării*, I.C.A.S., seria II-a București, 32 p.

Ichim R., 1990. *Gospodărirea rațională pe baze ecologice a pădurilor de molid* Ed. Ceres, București. 186p.

Isaac, J. L., De Gabriel J. L., Goodman B., A., 2008. Microclimate of daytime den sites in a tropical possum: implications for the conservation of tropical arboreal marsupials. — *Anim. Conserv.* 11: 281–287.

Jactel H., Brockerhoff E-G., 2007. Tree diversity reduces herbivory by forest insects. *Ecology Letters* 10: 835-848.

Jansson C., von Bromssen A 1981. Winter decline of spiders and insects in spruce *Picea abies* and its relation to predation by birds. *Holarct. Ecol.* 4: 82-93.

Jakus R., 1998. Types of bark beetle (Coleoptera: Scolytidae) infestation in spruce forest stands affected by air pollution, bark beetle outbreak and honey fungus (*Armillaria mellea*). *Anz. Scha. dl. kd. Pflanzenschutz Umweltschutz.* 71, 41–49.

Jędrzejewski W., Schmidt K., Milkowski L., Jędrzejewska B., Okarma H., 1993. Foraging by lynx and its role in ungulate mortality: The local (Białowieża Forest) and the Palaearctic viewpoints. *Acta Theriologica*, 38, 385–403;

Jędrzejewski W., Jędrzejewska B., 1992. Foraging and diet of the red fox *Vulpes vulpes* in relation to variable food resources in Białowieża National Park, Poland. *Ecography* 15: 212–220;

Jonsell M., Hansson J., Wedmo L., 2007. Diversity of saproxylic beetle species in logging residues in Sweden – comparisons between tree species and diameters. *Biological Conservation* 138: 89-99.

Kavanagh R. P., 2002. Comparative diets of the powerful owl (*Ninox strenua*), sooty owl (*Tyto tenebricosa*) and masked owl (*Tyto novaehollandiae*) in southeastern Australia. *Ecology and Conservation of Owls*: 175-191.

Kimball B. A., Nolte D. L., Engeman R.M., Johnston J. J., Stermitz F. R., 1998a. Chemically mediated foraging preference of black bears (*Ursus americanus*). *Journal of Mammalogy* 79: 448–456.

Király I., Ódor P., 2010. The effect of stand structure and tree species composition on epiphytic bryophytes in mixed deciduous–coniferous forests of Western Hungary. *Biological Conservation* 143:2063-2069.

Kitching R.L. 1971. An ecological study of water-filled tree-holes and their position in the woodland ecosystem. *Journal Animal Ecology* 40 (2): 281–302.

Klenzendor S. A., Vaughan M. R., Marti D. D., 2002. Den-type use and fidelity of american black bears in western Virginia. *Ursus* 13:39-44.

Klopčič M. și Bončina A., 2011. Stand dynamics of silver fir (*Abies alba* Mill.)-European beech (*Fagus sylvatica* L.) forests during the past century: a decline of silver fir? *Forestry* Vol. 84: 259-271.

Kopra K., Fyles J., 2005. Deadwood habitat in Canadian Boreal Forest. *Sustainable Forest management network* 13: 1-6.

Keeton W.S., Franklin J.F., 2005. Do remnant old-growth trees accelerate rates of succession in mature Douglas-fir forests? *Ecological Monographs* 75: 103–118.

Keller G., Ross B. D., 2009. Temporal Changes in Migratory Bird Use of Edges During Spring and Fall Seasons in Pennsylvania. *Northeastern Naturalist* 16: 535-552.

Kitching R. L., 1971. An Ecological Study of Water-Filled Tree-Holes and their Position in the Woodland Ecosystem. *Journal of Animal Ecology* 40: 281-302.

Knoke T., Ammer C., Stimm B., Mosandl R., 2007. Admixing broadleaved to coniferous tree species: a review on yield, ecological stability and economics. *European Journal of Forest Research* 127: 89-101;

Koike S., Hazumi T., 2008. Notes on Asiatic black bears denning habits in the Misaka Mountains, central Japan. *Ursus* 19(1): 80 – 84.

Kolowski J. M., Woolf A., 2002. Microhabitat use by bobcats in southern Illinois. *The Journal of Wildlife Management* 66: 822-832.

Kunovac S., Bašić M., Skrobo N., Ličanin S., 2008. Brown bear (*Ursus arctos* L.) damages at forest stands in Central Bosnia Canton. *Radovi Šumarskog Fakulteta Univerziteta u Sarajevu* 38 No.1: 79-90.

Kruys, N. and B.G. Jonsson. 1999. Fine woody debris is important for species richness on logs in managed boreal spruce forests of northern Sweden. *Can. J. For. Res.* 29: 1295-1299.

Lachat T., Bouget C., Butler R., Muller J., Deadwood: quantitative and qualitative requirements for the conservation of saproxylic biodiversity: 92-102.

LaHaye W. S., Gutiérrez R. J., 1999. Nest sites and nesting habitat of the northern spotted owl in northwestern California. *The Condor* 101: 324-330.

Larrieu L., Gonin P., 2008. L'indice de Biodiversité Potentielle (IBP): une méthode simple et rapide pour évaluer la biodiversité potentielle des peuplements forestiers. *Rev. For. Fr.* LX: 727-748.

Larrieu L., Cabanettes A., 2012. Species, live status, and diameter are important tree features for diversity and abundance of tree microhabitats in subnatural montane beech–fir forests¹. *Canadian Journal of Forest Research* 42: 1433-1445.

Larrieu L., Cabanettes A., Delarue A., 2012. Impact of silviculture on dead wood and on the distribution and frequency of tree microhabitats in montane beech-fir forests of the Pyrenees. *European Journal Forest Research* 131:773–786.

Laudre J. W., Hernandez L., 2003. Winter hunting habitat of puma *Puma concolor* in northwestern Utah and southern Idaho, USA. *Wildlife Biology* 9: 123-129.

Lee P., Crites S., Nietfeld M., Van Nguyen H., Stelfox J. B., 1997. Characteristics and Origins of Deadwood Material in Aspen-Dominated Boreal Forests. *Ecological Applications* 7: 691-701.

Lehmkuhl J. F., Gould L.E., Cazares E., Hosford D. R., 2004. Truffle abundance and mycophagy by northern flying squirrels in eastern Washington forests. *Forest ecology and Management* 200: 49-65.

Lei X., Wang W., Peng C., 2009. Relationships between stand growth and structural diversity in spruce-dominated forests in New Brunswick, Canada. *Canadian Journal of Forest Research*. 39: 1835–1847.

Leonardia G., Dell’Arte G. L., 2006. Food habits of the Barn Owl (*Tyto alba*) in a steppe area of Tunisia. *Journal of Arid Environments* 65: 677–681.

Lieffers V.J., Messier C., Stadt K.J., Gendron F., Comeau P.G., 1999. Predicting and managing light in the understorey of boreal forests, *Canadian Journal Forest Research* 29: 796–811.

Lindenmayer D.B., Laurance W.F., Franklin J.F., 2012. Global decline in large old trees. *Science* 338:135-136.

Lindzey F.C., Meslow E. C., 1976. Characteristics of black bear dens on Long Island, Washington. *Northwest Science* 50:236-242.

Lindquist E. J., D’Anuzio R., Gerrand A., MacDicken K., Achard F., Beuchle R., Brink A., Eva H. D., Mazaux P, Son-Miguel-Ayanz J., Stibig H. J., 2012. Global forest and land-use change 1990-2005.

Lobinger G., Skatulla U., 1996. Untersuchungen zum Einfluss von Sonnenlicht auf das Schwärzungsverhalten von Borkenkäfern. Anz. Schädl.kd. Pflanzenschutz Umweltschutz 69, 183– 185.

Lohmus A., Kinks R., Soon M, 2010. The importance of dead-wood supply for woodpeckers in Estonia. Baltic Forestry, 16: 76-86;

Lowther P.E., 2000. Pacific-slope Flycatcher (*Empidonax difficilis*) and Cordilleran Flycatcher (*Empidonax occidentalis*). In: Poole, A., Stettenheim, P., Gill, F. (Eds.), The Birds of North America, no. 556. Philadelphia: The Academy of Natural Sciences, The American Ornithologists’ Union, Washington, DC.

Luiselli L., Filippi E., Capula M., 2005. Geographic variation in diet composition of the Grass snake (*Natrix natrix*) along the mainland and an island of Italy: the effects of habitat type and interference with potential competitors. Herpetological journal 15: 221-230;

Mannan, R. W.; Meslow, E. C.; Wight, H. M., 1980. Use of snags by birds in Douglas-fir forests, western Oregon. J. Wildl. Manage. 44(4): 787-797.

Maguire, 2002. Dead Wood and the Richness of Small Terrestrial Vertebrates in Southwestern Oregon.

Manson R. H., Ostfeld R., Canham C., 1999. Response of a small mammal community to heterogeneity along forest-old-field edges. Landscape Ecology 14: 355-367.

Marcot B. G., 2017. A review of the role of fungi in wood decay of forest ecosystems. United States Department of Agriculture: 1-30.

Marcot B., 2007. Biodiversity and the lexican zoo. Forest Ecology and Management 246: 4-13.

Matlack G.R., Litvaitis J.A., (1999). Forest edges. În: Hunter JML (ed) Maintaining diversity in forest ecosystems. Cambridge University Press, Cambridge: 210–233.

Mayer P., Brang P., Dobbertin M., Hallenbarter D., Renaud J-P., Walthert L., Zimmermann S., 2005. Forest storm damage is more frequent on acidic soils. *Ann For Sci* 62: 303-311.

Măciucă A., 2003. Ecologie cu elemente de meteorologie și climatologie, vol. I, vol. II.. Ed. Universității ”Ștefan cel Mare” din Suceava, 219 pag., 179.

Măciucă A., 2003. Aspecte privind utilizarea bioindicatorilor în supravegherea ecosistemelor. *Bucovina forestieră*, 11(1): 53-58.

McElhinny C., Gibbson P., Brack C., Bauhus J., 2005. Forest and woodland stand structural complexity: Its definition and measurement. *Forest Ecology and Management* 218: 1-24.

Michel A. K., Winter S., 2009. Tree microhabitat structures as indicators of biodiversity in Douglas-fir forests of different stand ages and management histories in the Pacific Northwest, U.S.A. *Forest Ecology and Management* 257: 1453-1464.

Michel A. K., Winter S., Linde A., 2011. The effect of tree dimension on the diversity of bark microhabitat structures and bark use in Douglas-fir (*Pseudotsuga menziesii* var. *menziesii*). *Canadian Journal Forest Research* 41: 300–308.

Motta-Junior J.C., Monteiro M. C., Granzinolli, 2010. Monteiro A. R., 2010 Miscellaneous ecological notes on Brazilian birds of prey and owls. *Biota Neotrop.* 10, (4): 355-359.

Motta R., Berretti R., Borchì S., Bresciani A., Garbarino M., Trucchi D., 2010. Stand structure and coarse woody debris profile of «la verna» forest (Arezzo, Italy). *Italian Journal of Forest and Mountain Environments* 65 (5): 591-605.

Nadkarmi N., Matelson T., 1988., Bird use of epiphyte resources in neotropical trees. *Condor* 91: 891-907.

Neitro W., Binkley V. W., Cline S. P., Mannan R. W., Marcot B. G., Taylor D., Wagner F.F., 1985. Snags (Wildlife trees): 129-168.

Nilsson A. N., Svensson B.W., 1995. Assemblages of dytiscid predators and culicid prey in relation to environmental factors in natural and clear-cut swamp forest pools. *Hydrobiologia* 308: 183-196.

Noble W. O., Meslow E.C., 1998. Spring foraging and forest damage by black bears in the central coast ranges of Oregon. *Ursus* 10: 293–298.

O`Connel C., Keppel G., 2016. Deep tree hollows - important refuges from extreme temperatures. *Wildlife Biology* 22: 305-310.

O`Neil T., Johnson D. H., Barrett C., Trevithick M., Bettinger K.A., Kiilsgaard C., Vander Heyden M., Greda E. L., Stinson D., Marcot B. G., Doran P. J., Tank S., Wunder L., 2001. Matrixes for wildlife–habitat relationship in Oregon and Washington. In: Johnson, D.H., O`Neil, T.A.(Eds.), *Wildlife–Habitat Relationship*.

Oakley A. R., Heller D.A., Collins J.A, Howerton J. C., Everson L. B., Vincent R. E., 1985. Riparian Zones and Freshwater Wetlands. Management of wildlife and fish habitats in forests of western Oregon and Washington: 57-81.

Ohlson M., Soderstr6m L., Hernberg G., Zackrisson O., Hermansson J. 1997. Habitat qualities versus long-term continuity of biodiversity in boreal old-growth swamp forests. *Biological Conservation* 81: 221-231.

Oksanen L., Fretwell S. D., Arruda J., Niemela P., (1981). Exploitation ecosystems in gradients of primary productivity. *Am. Nat* 118: 240-261.

Oli M. K., Jacobson H. A., Leopold B. D., 1997. Denning ecology of black bears in the White River National Wildlife Refuge, Arkansas. *Journal of Wildlife Management* 61:700- 706.

Ordin de Ministru nr. 945 din 01.03.2012 pentru aprobarea Catalogului național al resurselor genetice forestiere și a Instrucțiunilor tehnice privind managementul durabil al resurselor genetice forestiere.

Ouin A., Cabanettes E., Andrieu M., Deconchat A., Roume M., Vigan L., Larrieu L., 2015. Comparison of tree microhabitat abundance and diversity in the edges and interior of small temperate woodlands. *Forest Ecology and Management* 340: 31-39.

Paillet Y., Archaux F., Boulanger V., Debaive N., Fuhr M., Gilg O., Gosselin F., Guilbert E., 2017. Snags and large trees drive higher tree microhabitat densities in strict forest reserves. *Forest Ecology and Management* 389: 176-186.

Patterson M., Scheuering R.W., 2003. Allen's Hummingbird. În: Marshall, D.B., Hunter, M.G., Contreras, A.L. (Eds.), *Birds of Oregon: A General Reference*. Oregon State University Press, Corvallis: 348–349.

Pardini R., de Souza S.M., Braga-Neto R., Metzger J.P., 2004. The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in an Atlantic forest landscape. *Biological Conservation* 124: 253-266.

Parkes D., Newell G., Cheal D., 2003. Assessing the quality of native vegetation: The “habitat hectares” approach.

Paton P. W. C., 2005. A review of vertebrate community composition in seasonal forest pools of the northeastern United States. *Wetlands Ecology and Management* 13: 235–246.

Prie S., 1997. Wildschäden im Wald. Ökologische Grundlagen und integrierte Schutzmaßnahmen. Paul Parey, Berlin. 257 p

Prior K. A., Weatherhead P. J., 1996. Habitat features of black rat snake hibernacula in Ontario. *Journal of Herpetology* 30: 211-218.

Prydatko V., Apetova Y., Ischuk A., 2005. Guidance for National Biodiversity Indicator Development and Use.

Purcell K. L., Mazzoni A., K., Mori S. R., Boroski B. B., 2009. Resting structures and resting habitat of fishers in the southern Sierra Nevada, California. *Forest Ecology and Management* 258: 2696-2706.

Ranius T., Kindvall O., Kruys N., Jonsson B. G., 2003. Modelling dead wood in Norway spruce stands subject to different management regimes. *Forest Ecology and Management* 182: 13-29.

Ranius T., Per J., Niclas B., Mats N., 2008. The influence of tree age and microhabitat quality on the occurrence of crustose lichens associated with old oaks. *Journal of Vegetation Science* 19: 653-662.

Raphael, M. G. 1980. Utilization of standing dead trees by breeding birds at Sagehen Creek, California. Berkeley, CA: University of California: 195.

Regnery B., Paillet Y., Couvet D., Kerbiriou C., 2013. Which factors influence the occurrence and density of tree microhabitats in Mediterranean oak forests? *Forest Ecology and Management*.

Rifai L. B., Al-Melhim W. N., Gharaibeh B. M., Amr Z. S., 2000. The diet of the Desert Eagle Owl, *Bubo bubo ascalaphus*, in the Eastern Desert of Jordan. *Journal of Arid Environments* 44: 369-372;

Robles H., Ciudad C., Matthysen E., 2011. Tree-cavity occurrence, cavity occupation and reproductive performance of secondary cavity-nesting birds in oak forests: The role of traditional management practices. *Forest Ecology and Management* 261: 1428–1435.

Rodriguez-Robles J.A., Bell C.J., Green H. W., 1999. Food habits of the Glossy snake, *Arizona elegans*, with comparisons of the diet of Sympatric Long-nosed snake, *Rhinocheilus lecontei*. *Journal of Herpetology* 33: 87-92.

Rowe-Rowe D.T, Meester J., 1982. Habitat preferences and abundance relations of small mammals in the Natal Drakensberg. *S. Afr. J. Zool.* 17: 202 – 209.

Rudolph D. C., Burgdorf S. J., Conner R. N., Collins C. S., Saenz D., Schaefer R. R., Tree T., 2002. Prey handling and diet of Louisiana pine snakes

(*Pituophis ruthveni*) and Black pine snakes (p. *Melanoleucus lodingi*), with comparisons to other selected colubrid snakes. *Herpetological Natural History* 9: 57-62;

Russell K.R., Guynn Jr. D. C., Hanlin H. G ., 2001. Importance of small isolated wetlands for herpetofaunal diversity in managed, young growth forests in the Coastal Plain of South Carolina. *Forest Ecology and Management* 163: 43-59.

Saetre P., 1999. Spatial patterns of ground vegetation, soil microbial biomass and activity in a mixed spruce-birch stand. *Ecography* 22: 183-192.

Sandor A. D., Ionescu D. T., 2009. Diet of the eagle owl (*Bubo bubo*) in Braşov, Romania. *North-Western Journal of Zoology* 5: 170-178.

Schua K., Wende S., Wagner S., Feger K-H., 2015. Soil Chemical and Microbial Properties in a Mixed Stand of Spruce and Birch in the Ore Mountains (Germany)-A Case Study. *Forests* 6:1949-1965.

Schütz, J.-Ph., 1997. Sylviculture 2 - La gestion des forêts irrégulières et mélangées. Presses Polytechniques et Universitaires Romandes, Lausanne: 168 p.

Schutz J., Mandallaz D., Schmid W., 2006. Vulnerability of spruce (*Picea abies*) and beech (*Fagus sylvatica*) forest stands to storms and consequences for... . *European Journal of Forest Research* 125: 291-302.

Sedgeley J. A. 2001. Quality of cavity microclimate as a factor influencing selection of maternity roosts by a tree-dwelling bat, *Chalinolobus tuberculatus*, in New Zealand. — *J. Appl. Ecol.* 38: 425–438.

Semlitsch R. D., Scott D. E., Pechmann J. H. K., Gibbons J. W., 1996. Structure and Dynamics of an Amphibian Community Evidence from a 16-Year Study of a Natural Pond. *Long-term Studies of Vertebrate Communities*, editat de Cody M. L. şi Smallwood J. Academic Press, Inc: 217-248.

Sherry D. F., 1989. FOOD STORING IN THE PARIDAE. THE WILSON BULLETIN I Vol. 101, No. 2: 289-304.

Sherry D. F., Duff-Canning S., 1996. Behavioural and neural bases of orientation in food-storing birds. *The Journal of Experimental Biology* 199: 165–172.

Siitonen J., Martikainen P., Punttila P., Rauh J., 2000. Coarse woody debris and stand characteristics in mature managed and old-growth boreal mesic forests in southern Finland. *Forest Ecology and Management* 128:211-225.

Spies T.A., Franklin J. F., 1988. Old growth and forest dynamics in the Douglas-fir region of western Oregon and Washington. *National Areas Journal* 8 (3): 190-201.

Sturtevant B., Bissonette J., Long J., Roberts D., 1997. Coarse woody debris as a function of age, stand structure, and disturbance in boreal Newfoundland. *Ecological Applications* 7(2): 702–712.

Szwagrzyk J., Szewczyk J., Bodziarczyk J., 2001 Dynamics of seedling banks in beech forest: results of a 10-year study on germination, growth and survival. *Forest Ecology and Management* 141: 237 – 250.

Șofletea N., Curtu L. 2007. *Dendrologie*. Ed. Universității „Transilvania”, Brașov.

Vales D.J., 1986. Functional relationships between salal understory and forest overstory. M.Sc. Thesis, University of British Columbia, Vancouver, B.C., 164 pp.

Standovar T., Odor P., Aszalos R., Galhidy L., 2006. Sensitivity of ground layer vegetation diversity descriptors in indicating forest naturalness. *Community Ecology* 7:199–209.

Switzenberg, D.F. 1955. Black bear denning in tree. *Journal of Mammalogy* 36:459.

Tanaka K., Mori A., 2000. Literature Survey on Predators of Snakes in Japan. *Current Herpetology* 19(2): 97-111.

Thomas, J.W., R.G. Anderson, C. Maser, and E.L. Bull. 1979. Snags. In: *Wildlife habitats in managed forests: the Blue Mountains of Oregon and*

Washington. J.W. Thomas (Tech. Ed.). USDA Agricultural Handbook 553: 60-77.

Trail P.W., 2003. Black-headed grosbeak. În: Marshall D. B., Hunter M. G., Contreras A.L. (Eds.), Birds of Oregon: A General Reference. Oregon State University Press, Corvallis: 570–572.

Treinsys R., Dementavieius D., 2004. Productivity and diet of Lesser spotted eagle (*Aquila pomarina*) in Lithuania in 2001-2003. Acta Zoologica Lituanica 14: 83-87;

Tonhasca A., Byrne D.N., 1994. The effect of crop diversification on herbivorous insects: a meta-analysis approach. Ecol. Entomol., 19: 239-244.

Yamada A., Fujioka M., 2010. Features of planted cypress trees vulnerable to damage by Japanese black bears. Ursus 21: 72–80.

Vaillant F. 1978. Les Systemus et leur habitat dendrotelme (Dipt. Dolichopodidae). Bulletin de la Societe Entomologique de France 83: 73–85.

Van Den Meersschaut D., Vandekerkhove K., 1998. Development of a Stand - scale Forest Biodiversity Index Based on the State forest Inventory.

VanhofM. J., Gwilliam J. C., 2007. Intra- and interspecific patterns of day roost selection by three species of forest-dwelling bats in Southern British Columbia. Forest Ecology and Management 252: 165-175.

Vaughn N., Jones G., Harris S., 1997. Habitat use by bats (Chiroptera) assessed by means of a broad-band acoustic method. J. Appl. Ecol. 34: 716–730.

Verts B. J., Carraway L.N., 1998. Land Mammals of Oregon. University of California Press, Berkeley, CA.

Vlad R., 2002.*Fundamente științifice auxologice și amenajistice privind gestionarea pădurilor de molid din nordul țării vătămăte de vânat*. Teza de doctorat, Universitatea Ștefan cel Mare, Suceava, 260 p.

Vorcak J., Merganic J., Saniga M., 2006. Structural diversity change and regeneration processe of the Norway spruce natural forest in Babia hora NNR in relation to altitude. Journal of forest science 52: 399-409.

Vospersnik S., 2006. Probability of bark stripping damage by Red Deer (*Cervus elaphus*) in Austria. *Silva Fennica* 40: 589–601

Vrska T., Adam D., Horta L., Kolar T., Janík D., 2009. European beech (*Fagus sylvatica* L.) and silver fir (*Abies alba* Mill.) rotation in the Carpathians—A developmental cycle or a linear trend induced by man?. *Forest Ecology and Management* 258: 347–356.

Vuidot A., Paillet Y., Archaux F., Gosselin F., 2011. Influence of tree characteristics and forest management on tree microhabitats. *Biological Conservation* 144:441-450.

Wallrup E., Saetre P., Rydin H., 2006. Deciduous trees affect small-scale floristic diversity and tree regeneration in conifer forests. *Scandinavian Journal of Forest Research* 21:399-404.

Wathen W.G., Johnson K.G., Pelton M.R., 1986. Characteristics of black bear dens in the southern Appalachian region. *Int. Conf. Bear Res. and Manage.* 6:119-127.

Webb J. K., Shine R., 1998. Thermoregulation by a nocturnal elapid snake (*Hoplocephalus bungaroides*) in southeastern Australia. *Physiological Zoology* 71: 680– 692.

Wells K. D., 2010. Ecology and behavior of amphibians. University of Chicago Press, Chicago, USA.

Welsh Jr. H. H., Lind A.J., 1995. Habitat correlates of the Del Norte salamander, *Plethodon elongates*, in northwestern California. *Journal of Herpetology* 29: 198–210.

Whitaker Jr. J. O., Maser C., Keller L.E., 1977. Food habits of bats of western Oregon. *Northwest Science* 51: 46–55.

Whitaker J.O., Hamilton W.J.Jr. 1998. Mammals of the Eastern United States. Cornell University Press, Ithaca, NY, USA.

White R.E., 1983. A field guide to the beetles of North America. Boston , MA: Houghton Mifflin. 368 p.

Winter S., Moller G. C., 2008. Microhabitats in lowland beech forests as monitoring tool for nature conservation. *Forest Ecology and Management* 255: 1251-1261.

Winter S., Hofler J., Michel A. K., Bock A., Ankerst D. P., 2014. Association of tree and plot characteristics with microhabitat formation in European beech and Douglas-fir forests. *European Journal of Forest Research* 134: 335–347.

Wisdom M., Bate L., 2007. Snag density varies with intensity of timber harvest and human access. *Forest Ecology and Management* 255: 2085-2093.

Wise D. H., 1993. *Spiders in ecological webs*. Cambridge University Press, Cambridge.

Zavitkovski J., 1976. Ground vegetation, biomass, production, and efficiency of energy utilization in some northern Wisconsin forest ecosystems. *Ecology*, 57: 694-706.

Zalewsky A., (1997). Patterns of resting site use by pine marten *Martes martes* in Bialowieza National Park (Poland). *Acta Theriologica* 42: 153-168.

Zysk-Gorczynska E., Jakubiec Z., Wertz B, Wuczynski A., 2016. Long-term study of damage to trees by brown bears *Ursus arctos* in Poland: Increasing trends with insignificant effects on forest management. *Forest Ecology and Management* 366: 53–64.

Ueda H., Takatsuki S., Takahashi Y., 2002. Bark stripping of hinoki cypress by sika deer in relation to snow cover and food availability on Mt. Takahara, central Japan. *Ecological Research* 17: 545–551.