



**Universitatea  
Transilvania  
din Braşov**

# **TEZĂ DE ABILITARE**

## **Studiul calităţii factorilor de mediu şi al activităţilor microbiene în ecosisteme**

**Domeniul: Ingineria Mediului**

**Autor: Conf.dr.ing. Aurelia ONEȚ  
Universitatea din Oradea**

**BRAȘOV, 2024**

## CUPRINS

<b>(A) Summary</b> .....	2
<b>(B) Realizări științifice și profesionale și planuri de evoluție și dezvoltare a carierei</b> .....	6
<b>(B-i) Realizări științifice și profesionale</b> .....	6
Introducere .....	6
Capitol 1 Realizării profesionale. Studii și sumar de activitate.....	10
Capitol 2 Realizării științifice.....	18
2.1. Screening-ul microaeroflorei din spațiile închise, influența acesteia asupra sănătății umane și aspecte privind condițiile de microclimat și procesul de biodeteriorare.....	18
2.1.1. Investigații privind calitatea aerului într-o bisericuță istorică de lemn din Oradea, România.....	18
2.1.2. Studiul calității aerului într-o sală polivalentă de sport.....	31
2.2. Studiul calității apelor subterane și a apelor reziduale.....	40
2.2.1. Studiul calității apelor subterane.....	40
2.2.2. Studiul calității apelor reziduale.....	57
2.3. Activitatea microbiologică în ecosistemele agricole și forestiere.....	63
2.3.1. Indicatori biologici pentru evaluarea îmbunătățirii calității solului într-un sol degradat din cauza proceselor de eroziune.....	63
2.3.2. Indicatorii enzimatici ai calității solului și conținutul de nutrienți în solurile forestiere din România.....	80
2.3.3. Impactul doborâurilor de vânt asupra proprietăților chimice și biologice ale solurilor forestiere din România.....	93
2.3.4. Influența incendiilor asupra activității biologice a solurilor forestiere din Vrancea, România.....	107
2.3.5. Biodiversitatea microbiană a solurilor pădurilor de fag din Munții Europei....	124
2.3.6. Proprietățile solului și factorii de stres în pădurile aflate în declin în partea de N-V a României.....	149
<b>(B-ii) Planuri de evoluție și dezvoltare a carierei</b> .....	169
<b>(B-iii) Bibliografie</b> .....	172

## A (Summary)

The habilitation thesis with the title "*Study of the environmental factors quality and of microbial activities in ecosystems*" is structured on the following main aspects: professional achievements, scientific achievements and career development and development plans.

In the first chapter, namely *Professional Achievements*, I presented the evolution of my university career starting with obtaining the bachelor degree in Environmental Engineering at the University of Oradea, obtaining the Ph.D. title in fundamental field of Agricultural and Forestry Sciences at the Transilvania University in Brașov, carrying out postdoctoral studies Horizon 2020: „Promoting the national interest through excellence, competitiveness and responsibility in Romanian fundamental and applied scientific research”. Partner: Institute of the World Economy. Research group: Economic fundamental research group, agriculture, food security and safety, as well as the course I have had so far in terms of teaching and research activity.

Thus, in 2005, I was hired, through a competition as university preparatory, then in 2007 as university assistant being responsible of several specialized disciplines (e.g. General Microbiology, Biotechnology). Continuing my teaching career, I advanced in 2012, through a competition, to the position of lecturer being responsible for discipline of Environmental Management, and in 2021 I promoted to the position of Associate Professor, which I still hold today, for specialty discipline of Environmental Microbiology. As soon as I get habilitation, I intend to apply for the competition of the position of professor within the Faculty of Environmental Protection, University of Oradea.

Another component of my teaching career is also based on the international experience within Erasmus Program where I applied for both Staff training and Staff Teaching at several international universities: University of Debrecen, Hungary, Faculty of Agriculture and the Faculty of Agriculture, Food Sciences and Environmental Management; University of Szeged, Hungary, Faculty of Engineering; College of Nyíregyháza, Hungary, Faculty of Environmental Science; Rzeszów University of Technology, Poland; University of Agriculture Nitra, Slovakia.

The experience gained within Erasmus Program allowed me to evaluate and analyze the way of working in other research teams, to share experiences and knowledge about studies of microbial ecology, microbial metabolism and environmental microbiology. Also, this ongoing experience facilitated the development of teaching/learning tools and strategies, helping students to learn through knowledge

transfer, stimulated me to contribute to the creation of links between higher education institutions and the establishment of cooperation between partner institutions within Erasmus program as well as to exchange experience on teaching methodologies, to acquire new practical skills and to establish contacts with specialists in similar fields to the field of environmental microbiology. The evaluation of the possibilities of developing the partnership in research projects represented another objective.

I was a member of 5 research projects in national competitions. Considering the performance indicators, I have published 118 scientific works, of which 27 articles in ISI indexed publications, the Hirsh index according to ISI Thomson Web of Science is equal to 10; 57 articles published in journals and internationally volumes BDI indexed, 62 papers presented at congresses, conferences, symposia. I have published 14 books and book chapters (of which 1 in international publishing), accumulated over 259 citations (without self-citations) and I'm reviewer for several high-impact journals.

Starting from year 2023 I'm Guest Editor of the special issue "Soil Microbial Communities in Forests: Assessing Impact of Disturbances and Climate Change" Forests, Impact factor 2.9.

In the chapter II, *Scientific achievements*, I listed the main achievements from the research activity. It is structured on three subchapters representing the main research directions addressed:

(a) Air Microbiology - where I indicated the main results obtained in the study of microaeroflora in indoor spaces. In this sense, the results were presented regarding: air contamination inside a sports hall at the University of Oradea; bacterial and fungal contamination of air and surfaces in a historic wooden church in Oradea, Romania, this being a heritage site.

(b) Water quality - in this sub-chapter I presented some of my work on groundwater and wastewater quality studies. Thus, part of the subchapter is focused on studies regarding the evolution over a period of 30 years of some chemical parameters in water samples taken from drilling wells in order to characterize the quality of underground water. The second part of this sub-chapter was dedicated to the results regarding the quality parameters of wastewater from the food industry, before and after treatment.

(c) Soil microbiology. In this sub-chapter I have addressed various research directions focused around concerns regarding the monitoring of soil health, in relation to anthropic intervention (agricultural practices, pollution) but also to abiotic stress factors (fires, windthrows disturbance, erosion, exploitation mining).

The results described in this chapter have been published in prestigious journals such as Forest, Diversity, EEMJ, Applied Science, Canadian Journal of Forest Research, Journal of Soil and Sediment.

The last chapter of the habilitation thesis *Career development plans* has been structured into two components that I consider fundamental for an academic career, namely teaching and research activities. For the first part, I presented a short plan concerning didactic management which involves the development of aspects related to specialized courses, new specializations, tutoring activity, the promotion of university education, etc. For the second part, I presented the research management plan as well as the main directions for further development. Among these directions I have listed: the bioremediation of pollutants, study of ecological technologies for nutrient recycling and environmental sustainability involving the use of biofertilizers, but also bacterial sequencing in order to obtain essential information for the biology and genetics of microorganisms that populate aquatic and terrestrial habitats.

In order to develop my university career, the objectives whose fulfillment contributes to my professional development both from a didactic point of view and from the point of view of scientific research activities are:

- students awareness on the educational role of the "Environmental Microbiology" discipline in the training and preparation of future environmental engineers;
- obtaining the necessary skills and competences for knowing, understanding and using procedures and terminology specific to environmental microbiology;
- continuous updating of teaching methods, verification and assessment of students;
- involvement in the academic and administrative life of the department;
- participation in continuous training courses;
- development of inter-institutional partnership relations with departments from other universities through proposals for research projects in national or international competitions;
- development of a research team and the acquisition through research projects of the latest generation equipment and instruments, specialized for the isolation, identification and characterization of microorganisms as well as for the analysis of environment composition;
- facilitating students' access to data sources and advanced DNA sequencing technologies, advanced imaging and other technological tools crucial for conducting microbiology research at a higher level.

All these university career development objectives will represent the starting points for doctoral theses as well as for the continuation of the research activity

Carrying out teaching and research activities requires specific skills and abilities, which are perfected through sustained activity. Based on what was said above, I will continuously focus on improving the didactic activity, the qualitative orientation of the educational process and the anticipation of the results, together with the evaluation of the efficiency of the activity carried out.

The general conclusions of the paper emphasize the sustainability of the results and initiatives aimed at supporting the practical implementation of the proposed objectives and future development directions, together with the maintenance and continuous improvement of all considered processes and activities, in accordance with the requirements and regulations in the areas of interest, both from professional as well as scientific perspective.

## **(B) Realizări științifice și profesionale și planuri de evoluție și dezvoltare a carierei**

### **(B-i) Realizări științifice și profesionale**

#### **Introducere**

La baza elaborării acestei teze de abilitare este motivația de a direcționa către doctorat și către o carieră academică cât mai mulți tineri implicați și pasionați de activitatea de studiu și cercetare. Încă din anul I al ciclului de licență am încurajat studenții să se implice activ în activitățile de cercetare și să participe la evenimente științifice. De asemenea, am colaborat cu doctoranzi din România pe care i-am susținut să-și ducă la îndeplinire obiectivele științifice ale proiectului de doctorat.

Desfășurarea activității didactice și de cercetare necesită dezvoltarea și perfecționarea continuă a competențelor și abilităților specifice. Cariera universitară se caracterizează prin trăsături distinctive, având legătură cu integrarea învățământului cu activitatea de cercetare, dar și cu adaptarea la necesitățile imediate și perspectivele realității economico-sociale.

Îmi desfășor activitatea de 19 de ani, în calitate de cadru didactic, la Universitatea din Oradea, Facultatea de Protecția Mediului, Departamentul de Ingineria Mediului. Mi-am propus să-mi dezvolt cariera în direcția obținerii abilitării în domeniul Ingineriei Mediului, cu scopul certificării competențelor profesionale de a conduce/coordona teze de doctorat, pentru a contribui în plan academic la realizarea activităților de învățământ și cercetare, iar în spațiul social la formarea resursei umane de înaltă calificare, necesară dezvoltării socio-economice și tehnologice în concordanță cu realitățile actuale.

Elaborarea acestei teze are la bază competențele certificate prin realizările profesionale anterioare, evoluția profesională, contribuția științifică și rezultatele obținute, precum și proiecția viitoare a perspectivelor de dezvoltare a carierei. Teza de abilitare prezintă o abordare extinsă în cadrul domeniului microbiologia mediului cu aplicații în domeniul ingineriei mediului.

În acest cadru, preocupările în domeniul cercetării au fost direcționate în principal pe studiul interacțiunilor și funcțiilor ecologice ale comunităților microbiene prezente în aer, apă și sol cu scopul de a evalua calitatea acestor factori de mediu dar și de a aborda implicarea lor în tehnologiile de depoluare și refacere ecologică. Comunitățile microbiene prezintă o activitate complexă iar rolul acestora este deosebit de important

pentru fiabilitatea serviciilor ecosistemice. Având în vedere numărul infinit de interacțiuni posibile dintre microorganismele și mediul înconjurător, sunt necesare cunoștințe ecologice solide precum și metode foarte sensibile și de înaltă rezoluție (moleculare, optice, chimico-analitice, calorimetrice etc.) pentru a surprinde diversitatea incredibilă a ecosistemelor microbiene. Implementarea acestor metode precum și dezvoltarea instrumentelor și tehnicilor de analiză moleculară (PCR cantitativ, cipuri ADN, secvențiere de mare performanță, analiză bioinformatică, biosenzori microbieni și ingineria proteinelor) reprezintă adevărate provocări pentru politicile industriale și de mediu.

În cei 19 de ani de activitate academică, temele de cercetare abordate, rezultatele acestora în strânsă armonie și legătura cu activitatea didactică, reliefează cadrul motivațional al finalității tezei de abilitare, prin prisma abordărilor multidisciplinare prin cauze, efecte și posibilități de îmbunătățire a calității mediului.

Susținerea tezei de abilitare vine ca o consecință firească a unei evoluții graduale care mi-a permis să acumulez experiența necesară pentru a îndruma viitori doctoranzi. O să enumăr o parte din etapele urmate până în prezent:

(1) Stagii de teaching/training în cadrul Programului Erasmus la mai multe universități internaționale;

(2) Participarea în cadrul mai multor conferințe internaționale oferă o platformă excelentă pentru a disemina rezultatele cercetării dar și pentru a învăța despre noi descoperiri, tendințe și inovații în domeniul științific de interes. De asemenea, participarea la conferințe oferă oportunitatea de a obține feedback direct de la comunitatea științifică precum și de a face cunoscută cercetarea proprie într-un context internațional și de a stabili parteneriate în cadrul proiectelor de cercetare;

(3) Publicarea de articole în jurnale cu factor mare de impact: până în prezent am publicat 27 de articole în jurnale ISI ceea ce indică capacitatea de diseminare a rezultatelor precum și activități susținute, performante și continue;

(4) Participarea la competiții de proiecte: am fost membră în cadrul a 5 proiecte de cercetare câștigate prin competiție națională. Toate proiectele au fost finalizate cu succes;

(5) Implicarea în activități de tutoriat: pe parcursul activității mele științifice și didactice am implicat studenți în proiecte de cercetare și voi fi preocupată continuu de atragerea tinerilor spre o carieră academică.

Participarea la conferințe internaționale și a altor activități cu o atitudine proactivă privind învățarea continuă și actualizarea cunoștințelor reprezintă o componentă



esențială pentru atingerea și menținerea standardelor superioare într-un domeniu de cercetare. Actualizarea permanentă a informațiilor din domeniul de cercetare este esențială pentru a menține un nivel înalt de performanță și pentru a ține pasul cu tendințele actuale. Actualizarea constantă a cunoștințelor stimulează inovația și progresul într-un domeniu. Cercetătorii care sunt la curent cu cele mai recente idei și descoperiri pot aduce contribuții semnificative la dezvoltarea cunoașterii și la rezolvarea problemelor actuale. În acest context, activitatea mea de cercetare vizează și o atenție sporită pentru noile cercetări în domeniul microbiologiei mediului în vederea unei actualizări continue a cercetărilor.

Domeniile mele de cercetare sunt reprezentate de:

- **Microbiologia aerului** - Calitatea aerului din interior este influențată de toate ființele vii prezente în aer. Toate microorganismele vii dintr-un mediu interior și produsele lor secundare sunt cunoscute în mod colectiv ca microbiom al aerului din spațiile închise. Cercetările asupra microaeroflorei s-au extins rapid, ceea ce duce la un interes sporit al publicului. Poluarea microbială implică sute de specii de bacterii și ciuperci care cresc în interior atunci când este disponibilă suficientă umiditate. Expunerea la contaminanții microbieni este asociată clinic cu simptome respiratorii, alergii, astm și reacții imunologice. Astfel, am ales să realizez studii în această ramură a microbiologiei mediului fiind foarte preocupată de aspectele privind riscurile contaminării aerului asupra sănătății umane dar și de aspectele privind influența contaminării microbiologice a aerului asupra obiectelor expuse în interior. În acest sens am studiat contaminarea aerului și calitatea acestuia în interiorul unei săli de sport; contaminarea bacteriană și fungică a aerului și a suprafețelor dintr-o biserică istorică de lemn, din Oradea, România, aceasta fiind obiectiv de patrimoniu; calitatea aerului (temperatură, umiditate, lumină, contaminare cu fungi) în interiorul muzeelor și influența acestor factori asupra operelor de artă din materiale textile expuse în interior, în contextul necesității de a proteja elementele patrimoniului și de a diminua riscurile legate de sănătatea umană (studiu de caz: Casa-muzeu Sălacea, județul Bihor, România); calitatea aerului în pivnițe (studiu de caz al unei crame din Sălacea, județul Bihor, România); explorarea calității aerului din interiorul clădirilor de patrimoniu și rolul în conservarea obiectelor de valoare.

- **Studiul calității apei** – Preocupările mele privind calitatea factorului de mediu apă, s-au axat în principal pe studiul calității apelor subterane și a apelor reziduale. În acest context am cercetat influența etapelor istorice de industrializare și restructurare a întreprinderilor din Vestul Oradei, abordând evoluția calității apelor subterane, prin

utilizarea în principal a mijloacelor de analiză geospațială. Astfel, am studiat evoluția pe o perioadă de 30 de ani a unor parametri chimici în probele de apă prelevate din puțuri de foraj în vederea caracterizării calității apei subterane utilizând o bază de date furnizată de Administrația Națională Apele Române - filiala Crișuri. Sistemul ArcGIS a fost utilizat pentru a evidenția tendințele spațiale ale indicatorilor chimici analizați pe 16 hărți. Valorile disponibile au fost încorporate într-o bază de date preexistentă, dezvoltată în ESRI ArcGIS 9.3. Calitatea apelor uzate este în prezent, un subiect de îngrijorare crescândă în România deoarece recomandările europene au pus presiune asupra industriilor de tratare a apelor uzate. Cercetările mele s-au axat și asupra parametrilor chimici de calitate ai apelor uzate monitorizate în două unități din industria alimentară localizate în județul Bihor. Astfel, am urmărit parametrii de calitate ai apelor reziduale înainte și după tratarea în stația de epurare.

● **Microbiologia solului** – Principalele direcții de cercetare pe care le-am abordat în domeniul microbiologiei solului, au fost inițial reprezentate de studiile realizate în cadrul doctoratului care s-au concretizat prin rezultate de cercetare privind influența diferitelor tipuri de culturi asupra abundenței microorganismelor din solul agricol și efectele defolierii stejarului asupra proprietăților solului unei păduri de stejar din Câmpia de Vest a României. În continuarea activității mele de cercetare am abordat problematica poluării solurilor și a efectelor unor factori de stres (eroziunea, incendiile, doborâturile de vânt) asupra calității solurilor. Astfel, am obținut rezultate privind evaluarea indicatorilor biologici ai calității solurilor afectate de eroziune, estimarea factorului natural de atenuare a grâului de primăvară pe un luvisol haplic poluat cu petrol nerafinat, influența incendiilor asupra activității biologice a solurilor forestiere din zona Vrancea, România, și impactul doborâturilor de vânt asupra proprietăților chimice și biologice ale solurilor forestiere. Cercetările mai recente s-au concretizat în rezultate privind proprietățile enzimatică și fizico-chimice ale solurilor forestiere, studiul diversității microbiene în pădurile de fag din munții Europei precum și evaluarea caracteristicilor biologice ale solului ca indicatori pentru reabilitarea durabilă a unui teren afectat de exploatarea istorică de bauxită.

Pentru viitor activitatea mea de cercetare va continua în linii mari pe aceleași coordonate enunțate anterior dar cu accent pe partea de bioremediere a poluanților și pe un noi direcții reprezentate de tehnologiile ecologice pentru reciclarea nutrienților și durabilitatea mediului care implică utilizarea biofertilizanților dar și secvențiere bacteriană în vederea obținerii unor informații esențiale pentru biologia și genetica microorganismelor care populează habitatele acvatice și terestre.

## **CAPITOLUL 1. REALIZĂRI PROFESIONALE STUDII ȘI SUMAR DE ACTIVITATE**

Cariera profesională cuprinde 19 ani de activitate didactică în mediul universitar. Am urmat toate etapele ierarhiei universitare, din punct de vedere al activității didactice și de cercetare, începând cu poziția de preparator universitar, asistent universitar, lector și conferențiar.

În cele ce urmează voi prezenta o sinteză a activității mele profesionale, încercând să punctez principalele repere în formarea și dezvoltarea carierei profesionale, desfășurată până în prezent.

Opțiunile și preferințele mele pentru domeniul protecției mediului s-au concretizat încă din liceu, în cadrul căruia am absolvit un profil de chimie-biologie. Ocrotirea și protecția mediului a devenit pentru mine un domeniu extrem de important dorind să-mi perfecționez cunoștințele prin informații suplimentare acumulate din reviste și cărți în domeniul protecției mediului. În anul 2001, am absolvit Colegiul de Protecția Mediului, specializarea Controlul Calității Mediului, în cadrul Universității "Transilvania" din Brașov. Aprofundarea cunoștințelor profesionale în domeniul protecției mediului s-a realizat prin continuarea studiilor la Facultatea de Protecția Mediului, Universitatea din Oradea, studii finalizate în anul 2004 prin absolvirea programului de studii universitare de licență Ingineria Mediului, susținând lucrarea de diplomă axată pe tema *Evaluarea stării ecologice a apelor de suprafață din Bazinul Hidrografic Olt*.

În anul 2005 am dat concurs pe postul de preparator universitar, în anul 2007 asistent universitar, în anul 2012 șef lucrări iar în anul 2021 conferențiar în cadrul Facultății de Protecția Mediului, Universitatea din Oradea. În anul 2006 am absolvit programul de studii universitare de masterat Metodologii de refacere ecologică în perspectiva dezvoltării durabile, domeniul Ingineria Mediului din cadrul Facultății de Protecția Mediului, Universitatea din Oradea. În același an, am absolvit și programul de studii universitare de masterat Formarea Profesorilor, Universitatea din Oradea, ce mi-a furnizat elemente formatoare în cariera didactică, ajutându-mă să dobândesc noi aptitudini, cunoștințe și competențe cu privire la activitatea de cercetare și cea educațională. În perioada 2006-2010 am fost doctorandă a Școlii Doctorale a Universității "Transilvania" din Brașov iar în anul 2011 am obținut diploma de doctor în domeniul fundamental Științe Agricole și Silvicultură. Teza de doctorat cu titlul „*Cercetări privind influența poluării cu fertilizanți și pesticide asupra activității biologice și a altor*

*proprietăți ale solului din Câmpia Crișurilor*”, am realizat-o cu sprijinul și îndrumarea d-nului Prof.univ.dr.ing. Dumitru Romulus TÂRZIU, Membru corespondent al Academiei de Științe Agricole și Silvicultură. Cercetările în cadrul tezei de doctorat au fost canalizate pe domeniul controlului calității mediului, prin studierea consecințelor ecologice ale utilizării fertilizanților și pesticidelor asupra activității microbiologice a solurilor agricole și forestiere din Câmpia Crișurilor. În prima parte a stagiului de pregătire doctorală am identificat câmpurile experimentale și am perfecționat metodele de cercetare. A doua parte a cercetărilor s-au desfășurat pe un câmp de cercetare reprezentativ pentru 2 tipuri de sol: sol pomicol cultivat cu cais și piersic și sol agricol cultivat cu grâu și porumb. Al doilea câmp de cercetare a fost situat în pădurea Cefa din județul Bihor, unde am studiat caracteristicile fizico-chimice și biologice ale unui sol forestier cultivat cu stejar. Am realizat analizele microbiologice ale solurilor în cadrul Laboratorului de Microbiologie al Facultății de Protecția Mediului, Universitatea din Oradea, unde aparatura existentă și experiența acumulată ca și preparator universitar mi-a permis efectuarea cercetărilor și obținerea datelor. În perioada doctorală am fost membră în cadrul unui proiect național CNCSIS, a unui proiect CEEEX și am avut oportunitatea de a contribui la dotarea cu aparatură și reactivi a Laboratorului de Microbiologie al Facultății de Protecția Mediului, Universitatea din Oradea în cadrul proiectului *Laborator de cercetare a factorilor de risc pentru agricultură, silvicultură și mediul înconjurător*.

În perioada 2014-2015 am realizat studii postdoctorale în cadrul proiectului: „*Studii doctorale și postdoctorale Orizont 2020: promovarea interesului național prin excelență, competitivitate și responsabilitate în cercetarea științifică fundamentală și aplicată românească*”, Partener: Institutul de Economie Mondială. Grup de cercetare: Grup cercetări fundamentale economice, agricultură, securitatea și siguranța alimentelor. În anul 2020 am absolvit cursuri de specializare cu durata de 40 de ore pentru competențele de Evaluator de proiecte organizate de S.C. Training Cariere SRL și cursuri de 30 de ore pentru competențele de Formator organizate de S.C. Public Euroconsulting.

O sinteză a studiilor universitare și postuniversitare, cu cele mai importante repere, este redată mai jos:

- **Inginer de mediu** – (Licența: *Studiu privind calitatea apei din bazinul hidrografic Olt. Aplicație: Monitorizarea concentrației cationilor metalici*) - Facultatea de Protecția Mediului, Universitatea din Oradea, Oradea, 2004;

- **Doctor în silvicultură/Diploma de doctor** – *Cercetări privind influența poluării cu fertilizanți și pesticide asupra activității biologice și a altor proprietăți ale solului din Câmpia Crișurilor* - Facultatea de Silvicultură, Universitatea Transilvania din Brașov, 2011 ;
- **Studii postuniversitare/** Atestat de absolvire a studiilor postdoctorale *Orizont 2020, în anul 2015: Promovarea interesului național prin excelență, competitivitate și responsabilitate în cercetarea științifică fundamentală și aplicată românească. Partener: Institutul de Economie Mondială, București. Grup de cercetare: Grup cercetări fundamentale economice, agricultură, securitatea și siguranța alimentelor;*
- **Studii masterale/** diploma de master „**Formarea profesorilor**„ -2005-2006 - Universitatea din Oradea, Departamentul pentru Pregătirea și Perfecționarea Cadrelor Didactice; diploma de master „**Metodologii și tehnici de refacere ecologică din perspectiva dezvoltării durabile**„,- 2004-2006- Universitatea din Oradea, Facultatea de Protecția Mediului.
- **Evaluator proiecte – S.C. Training Cariere S.R.L.**, Ministerul Muncii și Justiției Sociale, Ministerul Educației Naționale, 2020;
- **Formator – S.C. Public Euroconsulting** Ministerul Muncii și Justiției Sociale, Ministerul Educației Naționale, 2020;

### **Activitatea didactică și profesională**

Pe parcursul a **19 ani** (2005-2024), am efectuat activități didactice și științifice, ocupând progresiv postul de preparator universitar, asistent universitar, șef lucrări, conferențiar universitar realizând numeroase lucrări științifice, cărți, studii și articole elaborate și publicate ca unic autor sau în colaborare, consemnate în lista de lucrări științifice anexată.

Pregătirea profesională și cei 19 ani de activitate didactică și de cercetare, sunt bazate pe o perfecționare continuă precum și pe experiența activității de predare la diferite niveluri ale sistemului de învățământ, ceea ce a contribuit la crearea de competențe didactice, pedagogice și creative. Toate cursurile pe care le predau, sunt susținute cu materiale didactice, cursuri, cărți în editură, acestea fiind disponibile în biblioteca universității și a facultății.

Activitatea desfășurată în această perioadă a evidențiat aspecte calitative, reflectând competențele profesionale și didactice acumulate. S-a realizat un transfer

direct de cunoștințe în cadrul procesului de învățământ universitar, precum și un transfer de rezultate către mediul academic național și internațional, mediul de afaceri, instituții și autorități locale. Parcursul profesional a constituit o oportunitate de acumulare a unei experiențe bogate, benefică pentru cariera universitară didactică și științifică.

Experiența acumulată până în prezent în cadrul învățământului universitar, prin susținerea orelor de curs, de seminar și a orelor practice de laborator la disciplinele: “Microbiologia mediului”, “Microbiologia deșeurilor”, “Managementul mediului”, “Biotehnologii agro-alimentare”, „Ecologia așezărilor umane”, “Microbiologie generală”, “Microbiologia alimentelor”, “Microbiologia solului”, “Ecotoxicologia mediului”, “Contaminările microbiologice și toxicologice ale mediului de muncă” “Managementul deșeurilor și sănătatea mediului”, “Managementul dezastrelor din silvicultură” au aprofundat într-o bună măsură cunoștințele dobândite în domeniul ingineriei mediului. În ceea ce privește activitatea de predare îmi folosesc toate resursele intelectuale și materiale pentru ca studenții să dobândească cunoștințele necesare unui viitor inginer de valoare, folosind o serie de mijloace cum ar fi: utilizarea unor modalități optime de comunicare cu studenții, îndrumarea pregătirii școlare a studenților prin consultații, cercuri științifice, elaborarea lucrărilor de finalizare a studiilor, publicarea de materiale didactice și științifice, cercetare științifică.

O inițiativă extrem de importantă atât personal cât și pentru studenții Departamentului de Ingineria Mediului o reprezintă inițierea organizării începând cu anul 2011 și până în prezent a **Simpozionul științific** studentesc „*Protecția Mediului-prezent și viitor*”, derulat anual cu ocazia **Zilei Mondiale a Mediului**. În fiecare an, am coordonat echipe de studenți ai Departamentului de Ingineria Mediului, participanți la acest simpozion și de asemenea, în anul 2022, am avut posibilitatea să implic și un grup de studente de la Universitatea din Czestochowa, Polonia, care au beneficiat de Programul Erasmus în cadrul Departamentului de Ingineria Mediului. Astfel, am oferit oportunitatea studenților de a își expune cercetările și de a-și dezvolta abilitățile de comunicare și de susținere a unei lucrări în fața unui auditoriu.

De asemenea, activez în board-ul științific a două reviste indexate BDI și anume „*Fascicula de Protecția Mediului*”, Analele Universității din Oradea,, respectiv „**Natural Resources and Sustainable Development**,,. Pe lângă aceste activități științifice recenez lucrări publicate la mai multe reviste indexate BDI și ISI.

În anul 2012 s-a înființat în cadrul Departamentului de Ingineria Mediului, **Cercul științific studentesc PROTECȚIA MEDIULUI** în cadrul căruia sunt responsabilă pentru

următoarele activități derulate cu studenții: „Aplicații privind evaluarea calității mediului folosind indicii de poluare globală”, „Vizite la Agenția de Protecția Mediului Oradea, Bihor”, „Vizite pentru evaluarea cantității și calității deșeurilor organice și pentru studiul posibilităților de valorificare prin compostare la Depozitul de Deșeuri Eco Bihor”, „Evaluarea riscului și estimarea economică a valorii ecosistemelor”.

În anul 2006, concomitent cu derularea stagiului de pregătire doctorală, am înființat câmpul de cercetare privind influența pesticidelor asupra microbiotei solului, Cauaceu, Bihor. De asemenea, activez în cadrul Centrului de Cercetare Interdisciplinar în Bioeconomie al Facultății de Protecția Mediului.

Începând cu anul 2012 coordonez atât proiecte de diplomă la Programul de studii de licență Ingineria Sistemelor Biotehnice și Ecologice cât și lucrări de disertație la Programele de studii de Master: Ingineria Mediului și Securitate în Muncă și Managementul Situațiilor de Urgență, Crizelor și Dezastrelor din Agricultură, Silvicultură și Industria Alimentară (peste 100 proiecte de diplomă și lucrări de disertație coordonate) și sunt membră în comisii de licență și comisii de disertație.

În prezent sunt Guest Editor la numărul special "Soil Microbial Communities in Forests: Assessing Impact of Disturbances and Climate Change" Forests, Impact factor 2,9.

Alte elemente de recunoaștere științifică pe care le-am dobândit până în prezent se concretizează în următoarele premii:

1. PN-III-P1-1.1PRECISI-201934902: Premiarea rezultatelor cercetării - Articole, Competiția 2019: **Onet Aurelia**, Grenni Paola, Dincă Lucian, Laslo Vasile, Teusdea Alin, Vasile Diana, Enescu Raluca, Crisan Vlad, 2019, *Biological indicators for evaluating soil quality improvement in a soil degraded by erosion processes*, Journal of Soils and Sediments, Vol. 19, Issue 5, pp 2393-2404;
2. PN-IV-P2-2.3- PRECISI-2023- 85012: Premiarea rezultatelor cercetării - Articole, Competiția 2023: **Aurelia Oneț**, Radu Brejea, Lucian Dincă, Raluca Enescu, Cristian Oneț, Emanuel Besliu, 2022, *Evaluation of Biological Characteristics of Soil as Indicator for Sustainable Rehabilitation of a Post-Bauxite-Mining Land*, **Diversity 2022, 14(12), 1087**;
3. PN-IV-P2-2.3- PRECISI-2023- 83394: Premiarea rezultatelor cercetării - Articole, Competiția 2023: Dincă L., **Onet Aurelia**, Samuel A.D., Tognetti R., Uhl E., Bosela M., Gömöryová E., Bielak K., Skrzyszewski J., Hukić E., Zlatanov T., Dios-García J, Tonon G., Giammarchi F., Svoboda M., Dobor L., Rolando L., Rauseo J., Pescatore T., Garbini1 G., Visca A., Patrolecco L., Caracciolo A., Grenni P., *Microbial soil biodiversity*

*in beech forests of European mountains*, Canadian Journal of Forest Research Volume 51, Number 12, December 2021, pp 1833-1845;

4. International U.A.B. - B.E.N.A CONFERENCE, Environmental Engineering and Sustainable Development, „ 1 Decembrie 1918” UNIVERSITY OF ALBA IULIA, ROMANIA, 25-27 May, 2017, 2<sup>nd</sup> Prize for Poster în the presentation session: *EFFECTS OF POLLUTION ON HEALTH-CELL BIOLOGY AND MOLECULAR MEDICINE PERSPECTIVES*: **A. Oneț**, D.C. Ilieș, J. Wendt, S. Buhaș, D. Rahotă, A. Ilieș, S. Baias, F. Marcu;

5. International U.A.B. - B.E.N.A CONFERENCE, Environmental Engineering and Sustainable Development, „ 1 Decembrie 1918” UNIVERSITY OF ALBA IULIA, ROMANIA, 25-27 May, 2017, 3<sup>rd</sup> Prize for Poster în the presentation session: *FOOD SAFETY, FOOD QUALITY AND AUTHENTICATION OF FOOD PRODUCTS*: C. Oneț, A. Teușdea, **A. Oneț**, E. Pantea, V. Laslo, T. Romocea, E. Agud;

6. Certificate of Attendance for successfully participated the SEMINAR „*Agenda 2030, Food Issue and European integration – From linear economy to circular economy*” organized by SIMONE CESARETTI FOUNDATION, within the 6<sup>th</sup> International Conference „Environmental Engineering and Sustainable Development” in University of Alba Iulia, Romania, at 26 May 2017;

7. Certificate of Attendance for contribution to the International U.A.B. - B.E.N.A CONFERENCE, Environmental Engineering and Sustainable Development, „1 Decembrie 1918” UNIVERSITY OF ALBA IULIA, ROMANIA, 25-27 May, 2017;

8. Diplomă de Merit pentru cartea publicată în anul 2011 intitulată „*Activitatea microbiologică în agrocenozele și cenozele naturale din Câmpia Crișurilor*”, Facultatea de Protecția Mediului, Universitatea din Oradea, 11.04.2012, Oradea, România;

9. Diplomă de Merit cu ocazia aniversării a 45 de ani de cercetări agricole în domeniul irigațiilor culturilor din nord-vestul României, Departamentul Ingineria Mediului, Facultatea de Protecția Mediului.

În decursul celor 19 ani de activitate am elaborat următoarele cărți și lucrări științifice:

- nr capitole de cărți publicate în edituri internaționale -1
- nr cărți publicate în edituri naționale - 8
- nr capitole de cărți publicate în edituri naționale - 5
- nr lucrări indexate ISI - 27



- nr lucrări indexate BDI - 57
- nr lucrări în volumele conferințelor - 62

Cele mai reprezentative sunt:

1. **Onet Aurelia**, Roxana Vidican, Carmen Gherghes, Larisa Corcoz, Vlad Stoian, Cristian Onet, Alin Cristian Teusdea, *Soil Properties and Forest Decline in the North-Western Part of Romania*, Forest, 2024, 15(1), <https://www.mdpi.com/1999-4907/15/1/124>
2. Vlad Crișan, Lucian Dincă, Dumitru Târziu, **Aurelia Onet**, Cristian Onet, Ilie-Cosmin Cântar, *A Comparison between Uneven-Aged Forest Stands from the Southern Carpathians and Those from the Banat Mountains*, Sustainability, 2024, 16(3), 1109, <https://doi.org/10.3390/su16031109> [Sustainability | Free Full-Text | A Comparison between Uneven-Aged Forest Stands from the Southern Carpathians and Those from the Banat Mountains \(mdpi.com\)](https://www.mdpi.com/1999-4907/16/3/1109)
3. **Onet Aurelia**, Radu Brejea, Lucian Dincă, Raluca Enescu, Cristian Onet, Emanuel Besliu, 2022, *Evaluation of Biological Characteristics of Soil as Indicator for Sustainable Rehabilitation of a Post-Bauxite-Mining Land*, Diversity 2022, 14(12), 1087; <https://doi.org/10.3390/d14121087> [WOS:000902739400001. https://www.mdpi.com/1424-2818/14/12/1087](https://www.mdpi.com/1424-2818/14/12/1087)
4. Alina Dora Samuel, **Aurelia Onet**, Lucian Dincă, Raluca Enescu, Elena Deleanu, Cristian Onet, Alina Stanciu, 2022, *Enzymatic indicators of soil quality and nutrients content in the forest soils from Romania*, Environmental Engineering and Management Journal. Vol. 21, No. 7, 2579-2586. WOS:000871572500014 <https://eemj.eu/index.php/EEMJ/article/view/4556>
5. Lucian Constantin Dincă, Paola Grenni, Cristian Onet, **Onet Aurelia**, 2022. *Fertilization and Soil Microbial Community: A Review*, Applied. Sciences. 12(3), 1198;61845. WOS:000889133400001. <https://www.mdpi.com/2076-3417/12/3/1198>
6. Dincă L., **Onet Aurelia**, Samuel A.D., Tognetti R., Uhl E., Bosela M., Gömöryová E., Bielak K., Skrzyszewski J., Hukić E., Zlatanov T., Dios-García J, Tonon G., Giammarchi F., Svoboda M., Dobor L., Rolando L., Rauseo J., Pescatore T., Garbini G., Visca A., Patrolecco L., Caracciolo A., Grenni P., 2021, *Microbial soil biodiversity in beech forests of European mountains*, Canadian Journal of Forest Research Volume 51, Number 12, December ,pp 1833-1845. WOS:000733762600009. <https://cdnsiencepub.com/doi/10.1139/cjfr-2020-0139>
7. Crisan V.E., Dinca L.C., **Onet Aurelia**, Braga C.I., Enescu R.E., Teusdea A., Onet C., 2021, *Impact of windthrows disturbance on chemical and biological properties of the forest soils from Romania*, Environmental Engineering and Management Journal. Vol. 20, No. 7, 2579-2586. WOS:000677483000012. [http://www.eemj.icpm.tuiasi.ro/pdfs/vol20/no7/Full/12\\_139\\_Crisan\\_20.pdf](http://www.eemj.icpm.tuiasi.ro/pdfs/vol20/no7/Full/12_139_Crisan_20.pdf)
8. **Onet Aurelia**, Dorina Camelia Ilieș, Alexandru Ilieș, Grigore Vasile Herman, Ligia Burtă, Florin Marcu, Raluca Buhaș, Tudor Caciora, Ștefan Baias, Cristian Onet, Marin Ilieș, Andreea Lincu, 2020. *Indoor air quality assessment and its perception. Case study-historic wooden church*, Romania, Romanian Biotechnological Letters, Vol. 25 No. 3, pp1547-1553. WOS:000539568900005. <https://rombio.unibuc.ro/wp-content/uploads/2022/04/25-3-5.pdf>
9. **Onet Aurelia**, Lucian Dincă, Alin Teușdea, Vlad Crișan, Cosmin Bragă, Raluca Enescu, Cristian Onet, 2019. *The influence of fires on the biological activity of*

- forest soils in Vrancea, Romania*. Environmental Engineering and Management Journal, Vol.18, No. 12, 2643-2654. WOS:000505674800010. [http://www.eemj.icpm.tuiasi.ro/pdfs/vol18/full/no12/10\\_15\\_Onet\\_19.pdf](http://www.eemj.icpm.tuiasi.ro/pdfs/vol18/full/no12/10_15_Onet_19.pdf)
10. Liliana Indrie, Dorina Oana, Marin Ilies, Dorina Camelia Ilieș, Andreea Lincu, Alexandru Ilieș, Ștefan Baias, Grigore Vasile Herman, **Onet Aurelia**, Monica Costea, Florin Marcu, Ligia Burta, Ioan Oana, 2019. *Indoor air quality of museums and conservation of textiles art works. Case study: Salacea Museum House, Romania*, Industria textile, Vol. 70 No 1, pp 88-93. WOS:000459393600014. [http://www.revistaindustriatextila.ro/images/2019/1/014\\_%20LILIANA%20INDRIE%20Industria%20Textila%20no%201\\_2019.pdf](http://www.revistaindustriatextila.ro/images/2019/1/014_%20LILIANA%20INDRIE%20Industria%20Textila%20no%201_2019.pdf)
  11. **Onet Aurelia**, Grenni Paola, Dincă Lucian, Laslo Vasile, Teusdea Alin, Vasile Diana, Enescu Raluca, Crisan Vlad, 2019. *Biological indicators for evaluating soil quality improvement in a soil degraded by erosion processes*, Journal of Soils and Sediments, Vol. 19, Issue 5, pp 2393-2404. WOS:000464836300023. [https://journals.scholarsportal.info/details/14390108/v19i0005/2393\\_bifesqasdbep.xml](https://journals.scholarsportal.info/details/14390108/v19i0005/2393_bifesqasdbep.xml)
  12. Dorina Camelia Ilieș, Raluca Buhaș, Alexandru Ilieș, Ovidiu Gaceu, **Onet Aurelia**, Sorin Buhaș, Daniela Rahotă, Paul Dragoș, Ștefan Baias, Florin Marcu, Cristian Onet, 2018. *Indoor air quality issues. case study: the multipurpose sports hall of the University of Oradea*, Environmental Engineering and Management Journal, Vol.17, No. 12, pp 2999-3005. WOS:000456043800024. [http://www.eemj.icpm.tuiasi.ro/pdfs/vol17/full/no12/24\\_544\\_Ilies\\_17.pdf](http://www.eemj.icpm.tuiasi.ro/pdfs/vol17/full/no12/24_544_Ilies_17.pdf)
  13. Romocea Tamara, **Onet Aurelia**, Nicu-Cornel Sabău, Cristian Onet, Grigore Vasile Herman, Emilia Pantea, 2018. *Change of the groundwater quality from industrial area Oradea, Romania, using geographic information systems (GIS)*, Environmental Engineering and Management Journal, Vol.17, No. 9, pp 2189-2199. WOS:000450651200017. [http://www.eemj.icpm.tuiasi.ro/pdfs/vol17/full/no9/17\\_141\\_Romocea\\_17.pdf](http://www.eemj.icpm.tuiasi.ro/pdfs/vol17/full/no9/17_141_Romocea_17.pdf)
  14. Onet Cristian, A. Teusdea, **Onet Aurelia**, E. Pantea, N.-C. Sabau, V. Laslo, T. Romocea, E. Agud 2018. *Comparative Study Of Dairy And Meat Processing Wastewater Characteristics*, Journal of Environmental Protection and Ecology 19, No 2, pp 508–514. WOS:000438838100008. <https://scibulcom.net/en/article/kMb6HSmeNuBU5YIzblBx>
  15. **Onet Aurelia**, Alin Teușdea, Nicușor Boja, Cristian Domuța, Cristian Onet, 2016. *Effects of common oak (Quercus robur L.) defoliation on the soil properties of an oak forest in Western Plain of Romania*, Annals of Forest Research, vol 59(1), pp 33-47. WOS:000381649500003. <https://www.afrjournal.org/index.php/afr/article/view/544>

## CAPITOLUL 2. REALIZĂRI ȘTIINȚIFICE

Capitolul „Realizări științifice,, cuprinde o mare parte din cercetările proprii concretizate în principalele rezultate științifice publicate în jurnale cotate ISI. Direcțiile științifice principale pe care le-am abordat în cadrul activității mele de cercetare au fost axate pe domeniul calității factorilor de mediu și microbiologiei mediului:

- 1) Screening-ul microaeroflorei din spațiile închise, influența acesteia asupra sănătății umane și aspecte privind procesul de biodeteriorare;
- 2) Studiul calității apelor subterane și a apelor reziduale;
- 3) Activitatea microbiologică în ecosistemele agricole și forestiere.

### **2.1. Screening-ul microaeroflorei din spațiile închise, influența acesteia asupra sănătății umane și aspecte privind condițiile de microclimat și procesul de biodeteriorare**

#### ***2.1.1. Investigații privind calitatea aerului într-o bisericuță istorică de lemn din Oradea, România***

Prezentul studiu descrie rezultatele analizei calității aerului și a suprafețelor din interiorul Bisericii Ortodoxe din Oradea, România, un monument din lemn (BH-II-m-B-20958), construit inițial în satul Letca din județul Sălaj și strămutat în 1991 în campusul Universității din Oradea. Lucrarea se concentrează pe gradul de contaminare microbiană și fungică a suprafețelor și a aerului din interiorul bisericii de lemn. De asemenea, s-au identificat diverse specii microbiene cu risc potențial asupra sănătății enoriașilor și a celor responsabili de conservarea obiectivului religios.

#### **Introducere**

Bisericile de lemn constituie o bogăție inestimabilă, constând din obiecte sacre și liturgice precum și în patrimoniul păstrat în muzee și clădiri istorice [1]. Bisericile românești din lemn sunt o categorie de monumente care aparțin mării familii a Arhitecturii Europene din lemn [2]. O serie de studii din întreaga lume au semnalat probleme legate de degradarea lemnului a unor importante structuri istorice din lemn. Printre diferitele microorganisme care pot coloniza și distruge lemnul, ciupercile sunt agenții predominanți [3]. Microclimatul și nivelurile de poluanți din aerul bisericilor de

lemn diferă semnificativ de cele din exterior și din alte medii interioare din cauza caracteristicilor specifice clădirii și a altor factori (prezența turiștilor, arderea de tămâie, lumânări și lămpi cu ulei etc.). Variațiile extreme de temperatură, umiditatea relativă, concentrația de dioxid de carbon și alți parametri de interior pot duce la o serie de probleme, cum ar fi deteriorarea chimică și biologică cu risc potențial asupra sănătății enoriașilor [4]. Acest studiu analizează parametrii de calitate ai aerului în interiorul unei biserici istorice din lemn din Oradea, Județul Bihor, România, precum și gradul de contaminare fungică a suprafețelor și a aerului din interiorul bisericii de lemn monument istoric.

### **Metoda utilizată în cadrul studiului**

Măsurarea concentrației de dioxid de carbon s-a realizat utilizând stația de monitorizare a aerului Nova 5000 iar temperatura și umiditatea relativă a aerului au fost monitorizate cu ajutorul termohigrometrului cu date. Funcția de înregistrare Klimalogg Pro a permis înregistrări detaliate ale valorilor de temperatură și umiditate în perioada martie-aprilie 2016, fiind amplasați nouă senzori. Pentru a evalua contaminarea fungică a suprafețelor din interiorul bisericii de lemn, s-au prelevat mostre din 5 locuri: pânza pictată situată în holul de la intrarea în biserică, peretele interior din stânga, peretele interior dreapta, absida și peretele exterior dreapta sub acoperiș (Imag. 2.1.1.). Scopul metodei este de a izola și a identifica microorganismele care produc biodeteriorarea lemnului precum și de a evalua riscul privind afecțiunile respiratorii și alergiile în cazul prezenței unor specii patogene. Materialele folosite au constat din tuburi sterile cu tampoane de tip tijă, contur metalic matriță cu laturile de 10 cm sterilizate, mediu de cultură steril Agar Sabouraud cu adaos de cloramfenicol (0,5 g/l), pense, plăci Petri sterile.

Tamponul a fost folosit pentru a șterge o suprafață de 100 cm<sup>2</sup> delimitată de contur. Înainte de prelevarea probelor tamponul a fost umezit în apă sterilă. Prelevarea probelor s-a efectuat prin trecerea tijelor cu tampon de 3 ori prin același loc în diferite direcții. Probele lichide din tuburile cu tijă au fost însămânțate în plăci Petri cu Agar Sabouraud cu adaos de cloramfenicol în laboratorul de microbiologie din cadrul Facultății de Protecția Mediului, Universitatea din Oradea [5]. Plăcile au fost incubate timp de 5 zile la 25<sup>0</sup>C. Ulterior, genurile de fungi au fost identificate pe baza caracteristicilor morfocoloniale (formă, culoare, textură etc.) dar și prin tehnici de examinare microscopică (caracteristicile morfologice ale hifelor și conidiilor dezvoltate).

Pentru a evalua încărcătura bacteriană și fungică a aerului din biserică a fost

analizată aeroflora prin tehnica convențională a plăcilor deschise numită metoda sedimentării Koch. Materialele necesare au fost plăci Petri cu diametru de 10 cm, agar nutritiv pentru bacterii și Agar Sabouraud cu adaos de cloramfenicol (0,5 g/L) pentru fungi.

Metoda de sedimentare a constat în expunerea plăcilor Petri cu diametrul de 10 cm care conțineau mediul de cultură specific în 2 locuri în interiorul bisericii timp de 5 minute. Au fost utilizate 4 plăci Petri: două plăci Petri cu mediu de cultură agar nutritiv pentru determinarea bacteriilor și două plăci Petri cu mediu de cultură agar Sabouraud cu adaos de cloramfenicol (0,5 g/L) pentru determinarea fungilor. După patru ore de expunere plăcile Petri au fost acoperite și transportate ulterior la laborator. Acestea au fost incubate în termostat 5 zile la 25<sup>0</sup>C pentru a determina numărul total de fungi exprimat în UFC (unități formatoare de colonii)/m<sup>3</sup> aer și timp de 24 de ore la 37<sup>0</sup>C pentru a stabili numărul total bacterii aerobe mezofile (UFC/m<sup>3</sup> aer). După perioada de incubație, coloniile au fost numărate și s-a determinat media aritmetică a numărului de colonii identificat în plăci [5,6]. Calcularea numărului de bacterii prezente în volumul de aer necesită o transformare a numărului de germeni de pe suprafața plăcii raportat la numărul de germeni pe volum de aer. Astfel, rezultatele au fost exprimate cu ajutorul formulei de calcul Omelianski pe baza observației conform căreia pe o suprafață de 100 cm<sup>2</sup> expusă o anumită perioadă de timp se depune un număr de germeni egal cu cel conținut în 10 m<sup>3</sup> aer [7]. Formula lui Omelianski:

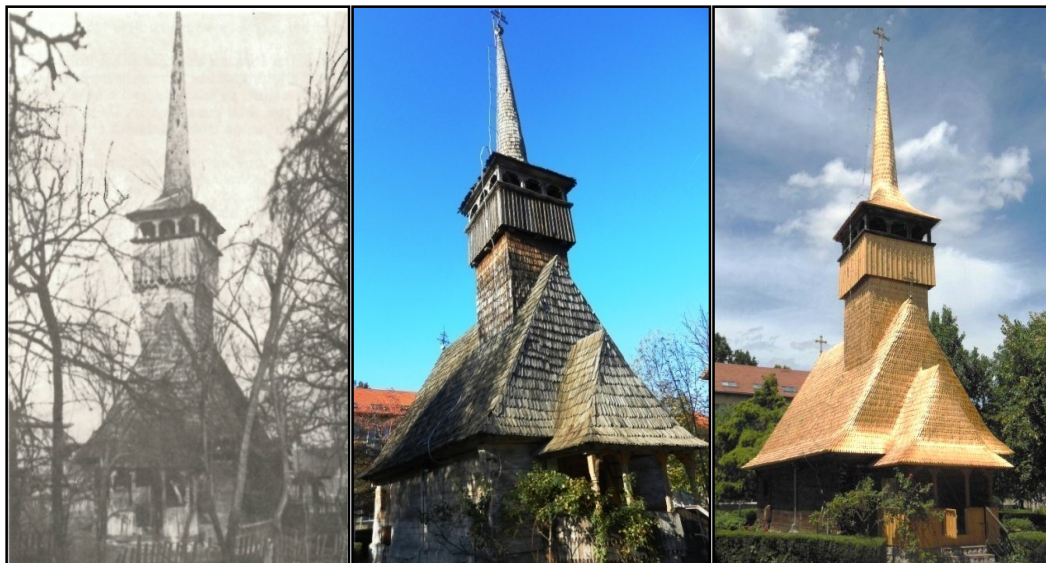
$$\text{Numărul total de germeni /m}^3 \text{ aer} = ( n \times 10.000 ) / ( S \times T )$$

unde:

n = numărul total de colonii dezvoltate pe suprafața mediului de cultură;

S = suprafața plăcii Petri;

T = timpul de expunere (în minute).



Imag. 2.1.1. Biserica de lemn monument istoric a) (stânga) din Letca, jud. Sălaj; b) (centru) în campusul Oradea, octombrie 2015; c) (dreapta) cu acoperiș din șindrilă recent refăcută, mai 2016

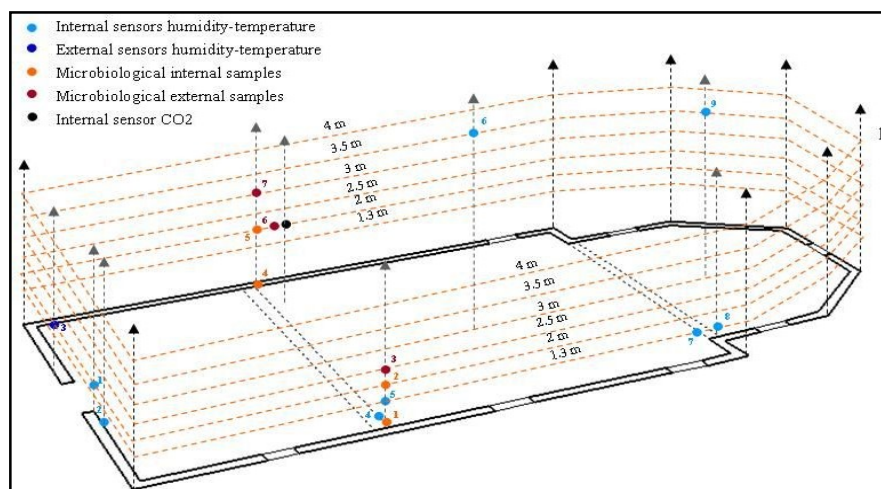


Fig. 2.1.1. Schița bisericii de lemn „Sf. Mucenicii Constantin Brâncoveanu și fiii săi „-Sf. Michael și Gavril” cu locația senzorilor pentru măsurarea umidității și temperaturii, dioxidului de carbon, puncte de prelevare microbiologică

## Rezultate

În condiții normale, conținutul de oxigen în aer este de aproximativ 20% ca volum iar procentul de oxigen din aer se recomandă să nu fie sub valoarea de 19,5% deoarece pot să apară primele semne de hipoxie (lipsa oxigenului), puls crescut-tahicardie, ritm respirator crescut, probleme cu coordonarea mișcărilor etc. [8]. La o concentrație de aproximativ 16% oxigen în aer, pe lângă semne și simptome de hipoxie,

subiecții expuși pot avea dispnee, dificultate de concentrare și oboseală. O concentrație mai mică de 12% oxigen poate provoca tulburări emoționale, leșin, greață și vărsături etc.

Studiul evidențiază situații în care aproximativ 60 de persoane participă la slujba religioasă duminica sau la alte sărbători religioase în biserica de lemn monument istoric. S-a luat în considerare o greutate medie a fiecărui subiect în jur de 75 kg iar intervalul de timp studiat este 9-11 a.m., în perioada martie-aprilie, 2016. Compoziția chimică (%) a aerului inspirat și expirat de oameni diferă în ceea ce privește cantitatea de oxigen și dioxid de carbon [9]. Astfel, în aer, oxigenul inhalat este de aproape 21% (20,90%) iar dioxidul de carbon este în concentrație foarte scăzută 0,03-0,04%; comparativ cu aerul expirat oxigenul este mai puțin, aproximativ 16%, iar dioxidul de carbon de peste 10 ori mai mult, 3,4% până la 4,5% respectiv. În biserica de lemn, volumul de aer este de aproximativ 150 m<sup>3</sup> care conține 20% oxigen. Inițial, la ora 9 a.m., momentul în care biserica de lemn este goală, a fost determinată o valoare de aproximativ 30000 litri de oxigen. Consumul de oxigen al fiecărui subiect din biserică, este practic imposibil de calculat (din cauza factorilor constituționali și fizici individuali) deci nu se poate face decât o estimare a cantității totale de oxigen consumată de cei 60 de subiecți în timpul celor 2 ore religioase. Prin urmare, se știe că un adult în condiții de bază (în repaus) inhalează și expiră aer aproximativ 7-8 litri aer/min, care înseamnă o medie de aproximativ 11000 de litri de aer pe zi [10]. Se știe că diferența de conținut de oxigen între aerul inhalat și cel expirat este de aproximativ 5%, obținându-se astfel un consum aproximativ de 550 litri de oxigen pur (5% din aerul total) pe zi. Astfel, în 2 ore un adult consumă aproximativ 45 de litri de oxigen și 60 de adulți vor utiliza aproximativ 2700 de litri de oxigen pur, astfel încât în biserica de lemn, după slujba religioasă, ar rămâne aproximativ 27300 litri de oxigen. Raportat la o încăpere cu un volum de aer de aproximativ 150 m<sup>3</sup>, procentul de oxigen O<sub>2</sub> (volum) după două ore de serviciu religios este de aproximativ 18,2%. Cei 60 de adulți (numărul mediu de persoane care participă la liturghie duminică) din biserica de lemn vor consuma în 2 ore, aproximativ 10800 de litri de oxigen (180 minx60 adulți); în prima oră se consumă aproximativ 5400 litri de oxigen. După prima oră, circa 1/6 din suma totală de oxigen din interiorul bisericii de lemn se consumă și rămân aproximativ 25 m<sup>3</sup> de oxigen. Raportat la volumul de aer din cameră, aproximativ 150 m<sup>3</sup>, procentul de oxigen (volum) după prima oră este de aproximativ 16,6%. După 2 ore, consumul de oxigen se dublează, iar în biserica de lemn vor rămâne în jur de 20 m<sup>3</sup> de oxigen (13,3%). Posibilele simptome de hipoxie pot fi resimțite în principal de persoanele cu probleme cardio-respiratorii.

Analiza concentrației de dioxid de carbon determinată în biserica de lemn înainte, în timpul și după slujba religioasă (duminică între orele 9-11) evidențiază că în timpul slujbelor există situații în care nivelurile de dioxid de carbon cresc până la valori de 361-605 părți per milion (ppm) (valoarea se dublează), iar în următoarea oră depășește valoarea de 1000 ppm (cantitatea inițială la 9 a.m. se triplează după ora 11 a.m., fapt corelat cu temperatura, datorită prezenței a aproximativ 60 de persoane în interiorul bisericii de lemn și al unui sistem de încălzire care nu permite reglarea temperaturii. Imediat după sfârșitul serviciului religios, în aproximativ 1 oră, valorile de dioxid de carbon revin la normal până la valoarea de 397 părți per milion, ppm.

Odata cu creșterea valorii concentrației de dioxid de carbon se observă o creștere a temperaturii în interiorul sălii în timpul slujbei (de la 21.7<sup>0</sup>C la 9 a.m. la 22.6<sup>0</sup>C la 10 a.m. și 29.4<sup>0</sup>C la ora 11 a.m în 06.03.2016; de la 24,1<sup>0</sup>C la 9 a.m. până la 28,6<sup>0</sup>C la ora 10 a.m. și 33,5<sup>0</sup>C la ora 11, în data de 13.03.2016; de la 25<sup>0</sup>C la 9 a.m. la 29.4<sup>0</sup>C la 10 a.m. și 34.1<sup>0</sup>C la 11 a.m., în 27.03.2016. Conform studiilor de specialitate, concentrația de dioxid de carbon care nu depășește valoarea de 600 părți per milion (ppm) este considerat nivelul acceptabil [11]. Un nivel apropiat de 1000 de părți pe milion (ppm) poate duce la somnolență, mirosuri neplăcute și ulterior chiar lipsa aerului [12] și poate chiar să agraveze posibilele simptome ale subiecților din interiorul bisericii de lemn cum sunt: somnolența, amețeala, greața, transpirațiile, tulburările de echilibru etc.

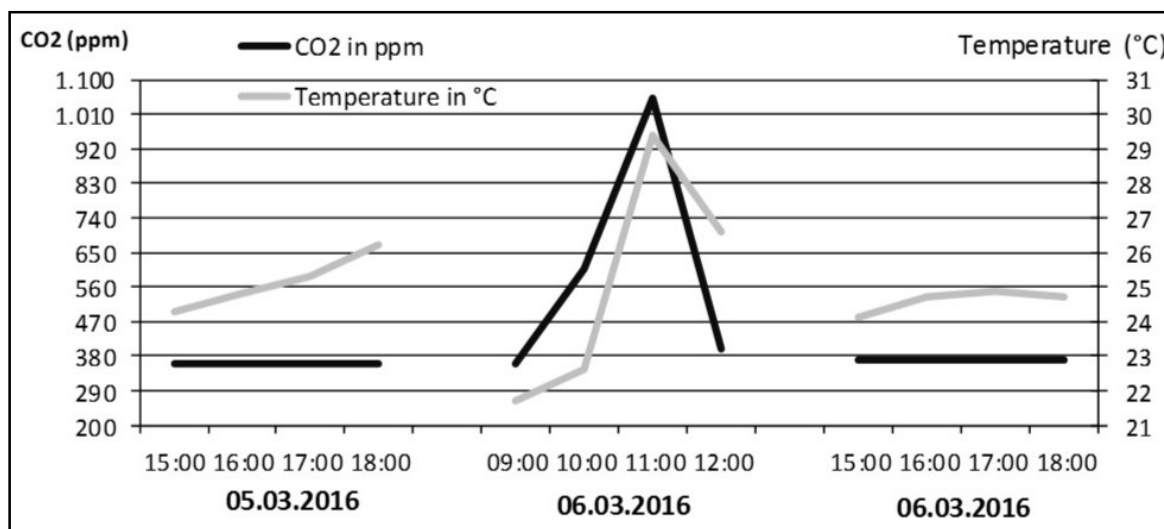


Fig. 2.1 2. Temperatura aerului și concentrația de CO<sub>2</sub> în interiorul bisericii de lemn în perioada 05/03/2016 – 06/03/2016



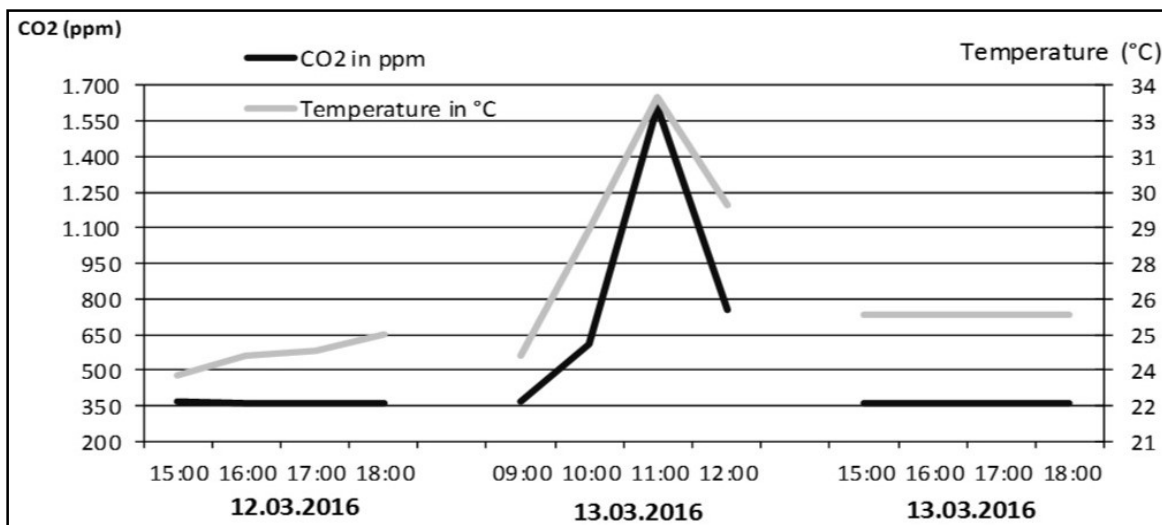


Fig. 2.1.3. Temperatura aerului și concentrația de CO<sub>2</sub> în interiorul bisericii de lemn în perioada 12.03.2016 – 13.03.2016

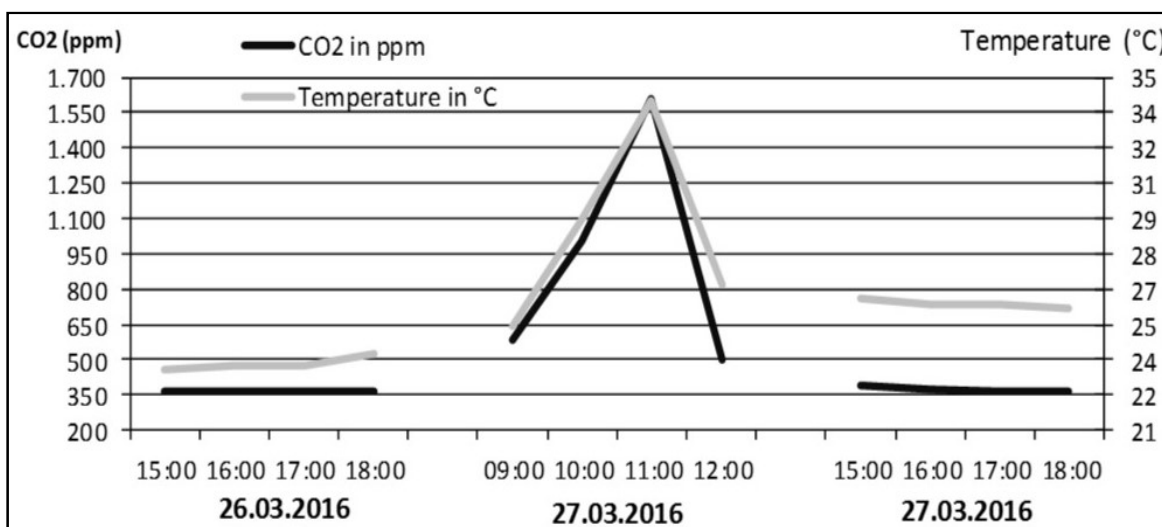


Fig. 2.1.4. Temperatura aerului și concentrația de CO<sub>2</sub> în interiorul bisericii de lemn în perioada 26.03.2016 – 27.03.2016

În interiorul bisericii de lemn monument istoric, valoarea medie a temperaturii aerului în intervalul de timp în care s-au făcut măsurătorile a fost 25,8<sup>0</sup>C. Cea mai mare valoare a temperaturii aerului a fost de 34,1<sup>0</sup>C în data de 27.03.2016 la ora 11 a.m., iar cea mai scăzută a fost de 21,7<sup>0</sup>C în data de 06.03.2016 la ora 09.00. În intervalul în care s-au realizat măsurătorile, s-a determinat temperatura aerului în interiorul monumentului istoric. Clădirea a fost încălzită cu agent termic (la 80<sup>0</sup>C) de la sistemul de încălzire al Universității din Oradea iar ușa de la intrare și ferestrele erau închise. Temperatura medie a aerului în exteriorul bisericii de lemn în intervalul în care s-au

realizat măsurătorile a fost de  $10,4^{\circ}\text{C}$ . Cel mai mare valoare a temperaturii în afara bisericii a fost de  $13,4^{\circ}\text{C}$  în 13.03.2016 la ora 15:00, iar cea mai mică a fost  $6,4^{\circ}\text{C}$  în 27.03.2016 la ora 09.00.

În interiorul bisericii de lemn monument istoric, valoarea medie a umidității relative a aerului în intervalul în care s-au făcut măsurătorile a fost de 38%. Cea mai mare valoare a umidității relative a fost de 49% în data de 06.03.2016 la ora 09:00, iar cea mai mică a fost de 31% în data de 26.03.2016 la ora 15.00 Umiditatea relativă medie a aerului din afara bisericii istorice de lemn în perioada în care s-au realizat măsurătorile a fost de 68%. Cea mai înaltă valoare a umidității relative a fost de 80% în data de 27.03.2016 la ora 09.00 a.m., iar cea mai mică a fost de 51% în 13.03.2016 la ora 03 p.m. (Fig.2.1.5.).

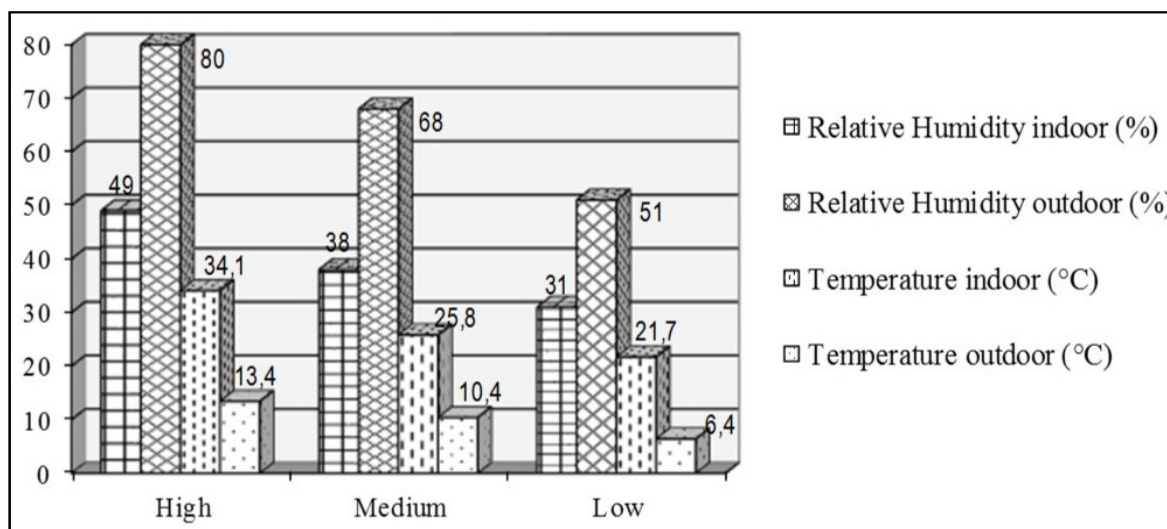


Fig. 2.1.5. Temperatura aerului și umiditatea relativă în interiorul bisericii de lemn monument istoric, martie 2016

Deteriorările cauzate de ciuperci precum și infiltrarea apei pluviale sunt cele mai frecvente cauze ale degradării majorității clădirilor istorice din lemn [13]. Dezvoltarea ciupercilor este influențată de o serie de factori precum temperatura, umiditatea și aspectul nutrienților. În anumite condiții de microclimat specifice înmulțirii, ciupercile pot contamina aproape toate suprafețele. Prezența ciupercilor în aerul interior nu ar trebui să fie tolerată deoarece sporii ciupercilor, fragmentele miceliene și micotoxinele sunt factori cu rol major în producerea de boli respiratorii și alergii. Flora din aerul camerelor și în general din spațiile închise joacă un rol important în transmiterea bolilor infecțioase, în special în condiții de aglomerație sau de ventilație slabă [14]. Semnificația patologică a ciupercilor este în continuă creștere și poate determina

sensibilitatea la simptomele alergice locale sau generale, cum ar fi astmul bronșic, eczemele, urticaria, angioedemul, reacțiile alergice etc. [15,16]. Gradul de contaminare microbiană a aerului și a suprafețelor reflectă un risc potențial de îmbolnăvire care crește proporțional cu densitatea bacteriilor și prezența agenților patogeni sau potențial patogeni. Contaminarea aerului este legată de gradul de contaminare a suprafețelor și obiectelor, care sunt frecvent contaminate cu flora microbiană din aer. Microorganismele aderă pe praful care se ridică de pe suprafețe iar semnificația prezenței și a numărului de germeni pe suprafețe este proporțională cu prezența lor în aer. O densitate mare de germeni reflectă o creștere a riscului epidemiologic în încăperi și duce la evidențierea condițiilor sanitare neadecvate [17]. Determinarea numărului total de germeni care se dezvoltă în aer în interiorul unei încăperi la 37<sup>0</sup>C ne permite aprecierea nivelului de încărcare a aerului cu floră de proveniență umană precum și a condițiilor specifice de igienă (supraaglomerare, ventilație, curățenie etc.) care influențează transmiterea infecțiilor prin aer.

În prezent, nu există standarde și reguli clare în ceea ce privește încărcarea microbiană a aerului. Pe baza studiilor existente s-au stabilit norme orientative prin care ar putea fi indicat gradul de contaminare al aerului. Limitele privind contaminarea microbiană (bacteriană și fungică) recomandate de Standardul Federal al SUA sunt prezentate în tabelul 2.1.1.

Tabel 2.1.1. Limitele contaminării bacteriene și fungice

Nivel	Metoda sedimentării (UFC/ 4 h)
A	1
B	5
C	50
D	100

Pentru a calcula numărul de germeni prezenți în 1 m<sup>3</sup> aer, rezultatele obținute au fost interpolate în formula lui Omelianski obținându-se 100 celule bacteriene/m<sup>3</sup> de aer și 65 unități formatoare de colonii unități/m<sup>3</sup> de aer privind concentrația de ciuperci [5]. Conform datelor prezentate în Tabelul 2.1.1. contaminarea bacteriană a aerului a atins limita maximă de 100 UFC/4h iar contaminarea fungică a depășit nivelul de contaminare aferent valorii 50 UFC/4 ore. Pe baza acestor rezultate se evidențiază faptul că aerul din interiorul bisericuței de lemn este un risc potențial pentru sănătatea umană. Culturile viabile ale fungilor produc spori numiți conidii. Dimensiunea și forma

structurilor conidiale studiate prin tehnici de microscopie pot oferi informații despre tipul și speciile de ciuperci [18].

Mucegaiurile identificate prin metoda examinării microscopice [5], în probele de pe suprafețe și din aerofloră, în cele 5 puncte de monitorizare aparțin genurilor: *Aspergillus*, *Penicillium*, *Stachybotrys*, *Scopulariopsis*, *Arthrinium*, *Mucor*, *Rhizopus*, *Absidia*. De asemenea, au mai fost identificate bacteriile din genul *Bacillus* și drojdiile din genul *Rhodotorula*.

*Penicillium* este un mucegai omniprezent, identificat și în sol, în materiile vegetale în descompunere, în aerul interior, în praf și în materialele de construcții. Produce toxine și alergii.

*Aspergillus* este un mucegai care poate provoca boala numită aspergiloză și este un agent patogen oportunist cunoscut ca una dintre cele mai infecțioase ciuperci [5,19,20]. Genul *Scopulariopsis* este o ciupercă izolată găsită în sol, materia organică în descompunere, praf, covoare, hârtie etc. produce colonii de culoare maro-portocalii pe mediul de cultură solid Agar Sabouraud. Aerul reprezintă vectorul care dispersează sporii mucegaiurilor. *Scopulariopsis* este o ciupercă potențial patogenă pentru sănătatea umană frecvent incriminată în producerea de onicomicoză. Potrivit OSHA (Administrația Sănătății și Securității Ocupaționale), speciile din genul *Scopulariopsis* sunt clasificate ca alergeni și iritanți fiind cauza producerii dermatitei și alveolitei alergice [21]. Mucegaiurile din genul *Stachybotrys* sunt fungi care descompun materialele bogate în celuloză și produc micotoxine numite tricotecene. Se găsesc frecvent în aerul din case și sporii acestora prezintă riscuri pentru sănătate. *Stachybotrys chartarum* este un fung de culoare neagră, toxic, care poate provoca probleme respiratorii grave, în special în rândul copiilor [17, 22]. Speciile aparținând genului *Mucor* și *Rhizopus* sunt potențiali contaminanți patogeni care se găsesc în aerul de interior, particule de praf, sol și materie vegetală putrezită. În timp ce *Mucor* este un alergen minor care produce zigomicoză *Rhizopus* este privit ca un alergen major fiind cauza mai multor alergii profesionale [5, 16]. *Arthrinium* este un contaminant întâlnit mai ales în sol și în plantele în descompunere, preferând celuloza umedă. Prezența lui nu ridică probleme grave de sănătate deși unele specii sunt cunoscuți ca alergeni [23]. Speciile din genul *Absidia* sunt ciuperci filamentose, care sunt omniprezente în natură și sunt contaminanți comuni ai mediului. *Trichoderma* este o ciupercă potențial patogenă găsită în sol. Se găsește în aerul de interior pentru că preferă materialele din celuloză și ceramică. *Trichoderma* produce micotoxine asemănătoare cu *Stachybotrys chartarum* și îmbrăună, reprezintă fungi de mare

importanță în cercetarea calității aerului din interior [5,24]. *Rhodotorula* sunt drojdii unicelulare ce produc pigmenți, fiind contaminanți comuni ai mediului. Sunt întâlnite în aer, apă, sol, alimente etc. Puține specii au fost raportate ca fiind cauze ale infecții epidermice la oameni și animale. Acestea produc substanțe iritante de tip alergen, dar pot să producă și micotoxine. Reacțiile alergice cele mai cunoscute și mai frecvent descrise rezultate ca urmare a expunerii la fungi și sporii acestora sunt: strănutul, curgerea nasului, tusea, iritația ochilor, erupții cutanate etc. [25]. Crizele de astm sau bronhoconstricția pot fi întâlnite la pacienții cu astm bronșic sau alergici la expunerea la fungi și spori. Uneori aceste simptome pot foarte severe [26].

### Concluzii

Creșterea concentrației de dioxid de carbon în interiorul bisericii de lemn monument istoric (triplul valorilor normale), împreună cu reducerea cantității de oxigen (valori calculate sub 20 mL/min) (până la sfârșitul slujbelor religioase) duminică (în jurul orei 11 a.m.) și creșterea temperaturilor în interiorul bisericii în timpul slujbei religioase (ex. 29-30°C la ora 10 a.m.), are un impact dublu, pe de o parte contribuind la exacerbarea și agravarea afecțiunilor cardiovasculare preexistente iar pe de altă parte poate duce la apariția unui tablou clinic bine conturat pentru debutul cefalalgiei, somnolenței, oboselii, amețelilor, paresteziilor la extremități ajungându-se chiar la hipoxie severă, dezorientare, probleme de echilibru (în cazul vârstnicilor și a copiilor care experimentează o fragilitate crescută în corpul lor).

Expunerea la fungii de interior și micotoxinele acestora poate avea consecințe negative asupra sănătății umane. Specii diverse de fungi au fost prezente în concentrații mari în aerul din interiorul bisericii de lemn. Valorile ridicate ale încărcăturii bacteriene și fungice a aerului precum și expunerea prelungită la fungii de interior pot să constituie un risc potențial pentru sănătatea umană. Pe lângă aceste inconveniente este prezent și procesul de biodeteriorare care nu este vizibil dar care afectează structura internă substratului de lemn.

Ca urmare a rezultatelor obținute în cadrul prezentului studiu s-au propus următoarele recomandări:

- scoaterea covorului din interiorul bisericii de lemn care este încărcat cu spori de bacterii și fungi;
- instalarea ventilației mecanice;
- îmbunătățirea ventilației naturale;
- montarea unei lămpi bactericide pentru sterilizarea aerului;

- curățarea frecventă a filtrului aparatului de aer condiționat;
- menținerea unei stări de curățenie optimă pentru a reduce praful existent;
- instalarea unui sistem de reglare a temperaturii în interiorul bisericii de lemn;
- schimbarea acoperișului de șindrilă pentru a preveni pătrunderea apei de ploaie (s-a realizat ulterior în mai-iunie 2016).

• Într-un alt studiu ce a vizat calitatea microbiologică a aerului din bisericuța de lemn, un total de 10 probe au fost colectate în două repetiții, în perioada octombrie-decembrie 2018, prin metoda expunerii plăcilor descrisă în studiul anterior, diferența constând în faptul că s-au ales alte 4 puncte de monitorizare diferite reprezentate de:

1. masa de la intrare;
2. partea de sus dreapta (plăcile Petri cu medii de cultură au fost plasate pe grindă);
3. pe podea în partea dreaptă;
4. partea de sus stânga.

Tabel 2.1.2. Valorile medii ale numărului total de bacterii și fungi (UFC/m<sup>3</sup>) determinate în aerul din bisericuța de lemn

Puncte de colectare a probelor	Numărul total de bacterii heterotrofe aerobe (UFC/m <sup>3</sup> )	<i>Actynomicetes</i> (UFC/m <sup>3</sup> )	Fungi (UFC/m <sup>3</sup> )
masa de la intrare	272	226	253
partea de sus dreapta	243	308	167
pe podea în partea dreaptă	230	190	95
partea de sus în stânga	207	200	151

În acest studiu, rezultatele prezentate în tabelul 2.1.2. evidențiază faptul că încărcătura microbiană a aerului din interior diferă de la o zonă de eșantionare la alta. Valoarea medie cea mai mare a numărului total de bacterii heterotrofe aerobe a fost înregistrată în cazul probelor expuse pe masa de la intrare (272 UFC/m<sup>3</sup>) iar valoarea cea mai scăzută a fost înregistrată în zona din stânga sus a bisericii (207 UFC/m<sup>3</sup>). Cea mai mare concentrație de actinomicete a fost determinată în zona dreaptă sus din biserică (308 UFC/m<sup>3</sup>) și cea mai mică concentrație în fața altarului, în partea de jos (180 UFC/m<sup>3</sup>). Cea mai mare valoare medie a concentrației de fungi a fost determinată tot în punctul reprezentat de masa de la intrare (253 UFC/m<sup>3</sup>) iar cea mai mică concentrație fungică a aerului a fost înregistrată la etaj în partea dreaptă (95 UFC/m<sup>3</sup>).

Concentrația totală de bacterii a aerului a fost mai mare decât cea a concentrației fungice în toate punctele de colectare. Pe baza acestor rezultate putem evidenția faptul

că aerul din interiorul bisericuței de lemn este sub nivelul de contaminare conform condițiilor sanitare pentru obiectivele neindustriale ( $500-2000 \text{ UFC/m}^3$ ) iar nivelul de contaminare microbiană este considerat de nivel mediu (CEC, 1993). Conform standardului național SC 2009-16219/16.07.2009 nivelul maxim de încărcare pentru bacteriilor aerobe într-un aer curat are valori mai mici de  $1500 \text{ UFC/m}^3$  iar pentru aerul infestat valori mai mari de  $2500 \text{ UFC/m}^3$ . Nivelul admisibil pentru încărcarea cu fungi în aer este de  $550 \text{ UFC/m}^3$  conform SC 2009-16219/16.07.2009. În concluzie, contaminarea bacteriană și fungică a aerului din interiorul bisericii de lemn nu depășește limita pentru calitatea aerului de  $1500 \text{ UFC/m}^3$  în cele 4 puncte de recoltare.

### **Concluziile studiilor realizate pentru investigarea calității aerului din bisericuța de lemn, obiectiv de patrimoniu situat în campusul Universității din Oradea**

Evaluarea microbiologică a calității aerului din interior este una dintre cele mai vitale investigații privind poluarea biologică a aerului din spațiile închise. Informațiile privind concentrațiile bacteriene și fungice sunt necesare atât pentru a estima pericolul pentru sănătatea umană cât și pentru a crea standarde privind controlul calității aerului din interior.

Speciile de bacterii și fungi izolate în cadrul studiilor sunt considerate potențiali candidați implicați în apariția sindroamelor de clădire bolnavă și adesea asociate cu manifestări clinice precum alergii, rinite, astm și conjunctivite. În acest context atenția se îndreaptă către mijloacele de control a factorilor de mediu care favorizează creșterea și multiplicarea microorganismelor în interiorul bisericii de lemn pentru a proteja sănătatea vizitatorilor și a enoriașilor.

Evaluarea calității aerului din interior a mai relevat și faptul că persoanele care își desfășoară activitatea în incinta bisericii de lemn percep o calitate destul de bună a aerului din interior. Cu toate acestea, ei au subliniat unele caracteristici inconfortabile ale aerului precum: aer uscat, temperatura ridicată a aerului în timpul verii și, de asemenea, mirosul de mușchi mai ales în anotimpurile cu umiditate ridicată. Interviuurile au mai evidențiat faptul că persoanele nu leagă aceste caracteristici ale aerului cu posibile probleme de sănătate și au declarat că nu au dezvoltat simptome negative de-a lungul anilor din cauza calității neadecvate a aerului din interiorul bisericii de lemn. Cercetările ulterioare realizate după semnalarea inconvenientelor privind calitatea aerului din interiorul bisericuței de lemn subliniază faptul că după schimbarea

acoperișului (2016), calitatea aerului din biserica din lemn s-a îmbunătățit și nu au fost depășite limitele orientative stipulate pentru calitatea aerului din spațiile închise.

### **2.1.2. Studiul calității aerului într-o sală polivalentă de sport**

Studiul cuprinde o investigație multidisciplinară a calității aerului din interiorul Sălii de sport Polivalente a Universității din Oradea, bazată atât pe monitorizare specifică, cât și pe anchetă bazată pe chestionare pentru a identifica percepția oamenilor în acest sens.

Monitorizarea, efectuată în perioada octombrie-noiembrie 2016 când încălzirea nu a funcționat, s-a axat pe: determinarea temperaturii relative a aerului și a umidității cu ajutorul înregistratorului de date termohigrometru Klimalogg Pro), a dioxidului de carbon (CO<sub>2</sub>) (model automat Extech Instruments CO<sub>2</sub>50 analizor de gaze), investigarea microflorei aerului (metoda de sedimentare Koch în conformitate cu standardele aplicabile). Rezultatele au evidențiat un nivel optim de temperatură și umiditate astfel încât competițiile sportive să se poată desfășura la un nivel bun, și un nivel mic până la mediu de contaminare microbiană. Sondajul sociologic a arătat că doar un mic procent din respondenți au identificat aspecte negative ale calității aerului din interior sau au avut simptome fizice negative legate de expunerea redusă la aerul din interior.

#### **Importanța studiului**

O serie de studii menționează faptul că valorile concentrațiilor de dioxid de carbon (CO<sub>2</sub>) peste 1000 ppm, după mai multe expuneri, pot dezvolta unele patologii în tractul respirator cum sunt: astmul bronic, bronșita cronică [27], puls accelerat, transpirație, oboseală, dureri de cap și somnolență, greață, amețeli, infecții ale tractului respirator, tuse, ochi, nas și iritație în gât, pierderea auzului, eritem, erupții cutanate, psihice oboseală etc. [28,29].

Efecte negative au putut fi observate și în cazul activității sportive derulate într-un microclimat neadecvat [30,31]. Dacă se înregistrează temperaturi ridicate în incinta sălii de sport polivalente, în timpul efortului, aceasta poate duce la exacerbarea și agravarea afecțiunilor cardiovasculare preexistente și la apariția unui cadru clinic bine conturat pentru simptome cum sunt: durerile de cap, somnolență, oboseală, amețeli, parestezii la nivelul extremităților, hipoxie severă, dezorientare, probleme de echilibru [32,33,34]. În funcție de frecvența și durata expunerii la aeroflora patogenă în interiorul unei săli de



sport, performanța activităților sportive ar putea fi dăunătoare sănătății celor care efectuează exerciții fizice și ar putea experimenta dureri de cap, amețeli, scăderea capacității de concentrare etc., precum și sensibilizarea cu apariția manifestărilor alergice locale sau generale (astm bronșic, eczeme, urticarie etc.) și, ulterior, agravarea patologiilor existente ale tractului respirator: traheobronșită, cronică bronșită, bronhopneumopatie cronică obstructivă - BPOC sau chiar pneumonie [29,35,36].

Poluanții biologici sunt poluanți interni produși în interiorul unei clădiri. Aceștia sunt reprezentați de acarieni, mușcagăiuri, ciuperci, bacterii. Poluanții interni se pot acumula în interiorul spațiului atunci când există o ventilație slabă a clădirilor, cu excepția cazului în care acestea sunt echipate cu instalații de ventilație eficiente. Clădirile cu rata de schimb mai mică a aerului exterior pot avea niveluri de poluare mai mari decât alte clădiri. Un alt factor important care ar trebui luat în considerare este calitatea slabă a aerului din interior din cauza prezenței unui număr mare de oameni în clădiri sau spații cu suprafețe mici, care au adesea o ventilație slabă. Calitatea aerului din interior este unul dintre cei mai importanți factori care afectează sănătatea oamenilor. Aerul inhalat de oameni este puternic populat cu microorganisme care formează așa-numiții bioaerosoli. Posibilele surse de contaminare biologică a aerului din interior includ: oamenii, praful organic, diversele materiale depozitate în clădiri, aerul din sistemele de ventilație și aerul condiționat. Numeroase studii subliniază faptul că încăperile cu sisteme eficiente de ventilație sau climatizare și etanșitate la aer garantată sunt mai puțin contaminate decât încăperile în care nu a fost instalat aer condiționat. Prezența bacteriilor și fungilor în aerul de interior reprezintă o problemă importantă din punct de vedere al protecției sănătății și al ingineriei mediului. Determinarea diferitelor grupe de microorganisme în interior este necesară pentru a crea standarde pentru controlul calității aerului din interior. Poluarea aerului din interior poate crește riscul fenomenelor de iritare, sensibilizare alergică, tulburări respiratorii acute și cronice. Expunerea la concentrații mari de germeni în aer duce frecvent la alergii, astm, febra fânului, pneumonie și infecții. În ultimii ani, a fost observată o creștere dramatică a numărului de reacții alergice la sporii fungici. Tinerii, inclusiv studenții, constituie un grup mare de persoane care suferă de alergii. Din acest motiv, monitorizarea regulată a calității aerului din interiorul clădirilor publice este pe deplin justificată.

### **Metoda de lucru**

Sala de sport polivalentă a Universității din Oradea este situată în interiorul

campusului universității (Fig. 2.1.6) și a fost construită în 2005. Dimensiunile acesteia sunt: 46,14 m lungime, 27,08 m lățime și 9,5 m înălțime, în timp ce suprafața totală este de 1.250 mp, iar capacitatea volumului interior este de 11.870 mc. Sala de sport este construită dintr-o structură ușoară, susținută de stâlpi metalici și pereți din panouri multistrat termoizolante. Acoperișul este, de asemenea, făcut din panouri multistrat termoizolante. Clădirea este dotată cu șase ferestre care nu se pot deschide. Ventilația (care are și rol de încălzire) este asigurată de două încălzitoare amplasate pe acoperișul clădirii. Sala de sport polivalentă are 143 de locuri.



Fig. 2.1 6. Locația sălii de sport polivalente, Universitatea din Oradea, Romania. OpenStreetMap

Sursa (basemap): <http://www.openstreetmap.org/#map=17/47.04450/21.91707>

Evaluarea calității aerului s-a realizat în perioada octombrie-noiembrie 2016 când sistemul de încălzire interioară nu a funcționat. Monitorizarea și analiza datelor în ceea ce privește temperatura aerului și umiditatea relativă au fost realizate folosind termohigrometrul cu date logger Klimalogg Pro. Dioxidul de carbon ( $\text{CO}_2$ ) a fost analizat cu ajutorul analizorului automat de gaze Extech Instrumente model  $\text{CO}_250$  iar pentru zgomotul ambiental a fost utilizată stația de monitorizare Nova 5000. Aeromicroflora a fost investigată utilizând metoda de sedimentare Koch în conformitate cu standardele aplicabile. Mediile de cultură utilizate au fost: agar nutritiv (pentru cultivarea bacteriilor mezofile), agar cu sânge 5 10% (pentru cultivarea bacteriilor hemolitice) și agar Sabouraud (ciuperci) [37]. Metoda utilizată pentru ancheta sociologică a avut ca principal scop identificarea și explicarea într-o măsură mai largă a efectelor pe care le poate avea calitatea aerului din interior asupra persoanelor care își desfășoară activitatea în spațiul respectiv astfel că obiectivele studiului au fost urmărite în raport cu specificul activităților oamenilor.

Datele au fost colectate prin aplicarea unui chestionar [38], la două categorii de

persoane care derulează o activitate fizică în interiorul sălii de sport polivalente, și anume: profesori/formatori fizici și elevi/sportivi. Eșantionul a fost selectat aleatoriu, în conformitate cu disponibilitatea subiecților de a răspunde la întrebări. Metoda ne poate ajuta să înțelegem mai bine efectele pe care le-ar putea avea o calitate proastă a aerului interior asupra persoanelor care își desfășoară activitățile într-un spațiu închis – Sala de Sport Polivalentă a Universității din Oradea.

### **Analiza statistică**

Valorile parametrilor studiați au fost organizați ca serii temporale (valori ordonate în timp). Seriile de timp sunt de obicei analizate prin corelație care utilizează definiții integrale. Una dintre aceste metode a fost folosită pentru a evalua matricea de corelație, corelația lead/lag. S-au făcut corelații de decalaj pe perechi între toți parametrii studiați. Pentru a caracteriza asocierile parametrilor, din fiecare rezultat al corelației lag s-a reținut valoarea maximă pozitivă sau minimă negativă. Analiza corelației lagurilor a fost efectuată cu software-ul statistic Minitab (Minitab Inc., Quality Plaza 1829, Pine Hall Rd State College PA 16801-3210, SUA).

### **Rezultatele studiului**

Temperatura maximă a aerului înregistrată în interiorul sălii de sport polivalente a fost  $19,9^{\circ}\text{C}$  (temperatura aerului exterior a fost de  $13,9^{\circ}\text{C}$ ); temperatura minimă a fost  $12,4^{\circ}\text{C}$  (temperatura aerului exterior a fost de  $-3,4^{\circ}\text{C}$ ). Valoarea medie a temperaturii aerului în incinta sălii de sport polivalente a fost  $15,9^{\circ}\text{C}$ . Analiza datelor înregistrate indică faptul că, în timpul perioadei monitorizată, temperatura aerului interior pentru sala de sport polivalentă se încadrează în condițiile de confort pentru competițiile sportive (Ordinul 1993/13.12.2002).

Regulamentul pentru proiectarea sălilor de sport menționează că în cadrul unei săli de sport temperatura ambientală a aerului ( $T_a$ ) ar trebui să fie  $T_a = 20-22^{\circ}\text{C}$  pentru încălzire și antrenament și  $T_a = 16-20^{\circ}\text{C}$  pentru competițiile sportive ([www.djstcluj.ro](http://www.djstcluj.ro)).

În ceea ce privește concentrația de dioxid de carbon ( $\text{CO}_2$ ) în incinta sălii de sport polivalente a Universității din Oradea, valorile măsurate în perioada octombrie - noiembrie 2016 au fost cotate între 420-1310 ppm (valorile maxime corespund celor recomandate pentru unele competiții sportive). Într-o zi lucrătoare (opt ore), nivelul de expunere la dioxid de carbon pentru adulții sănătoși nu trebuie să depășească 5.000 ppm; nivelul optim pentru expunerea la dioxid de carbon în interiorul sălilor de sport ar trebui să fie între 400 ppm - 600 ppm (OSHA - Securitate și sănătate în muncă

Administrație- <https://www.osha.gov/>).

Valoarea medie pentru umiditatea relativă a aerului din interior pentru sala de sport polivalentă (Fig. 2.1.7.) a fost 49,06%; cea mai mare valoare în acest sens a fost de 63%, iar minimum a fost de 39,8%. Nivelurile umidității relative a aerului în interiorul sălilor de sport polivalente sunt în scădere conform standardelor internaționale privind criteriile de confort ISO 7730, (2005) astfel că, umiditatea relativă a aerului din interior ar trebui să varieze între 30% și 70% [39]; dar aceste valori măsurate sunt optime și pentru România, unde umiditatea relativa a aerului, atât pentru condiții de confort cât și pentru a evita fenomenul de condensare ar trebui să fie de 50% iarna și 60% vara.

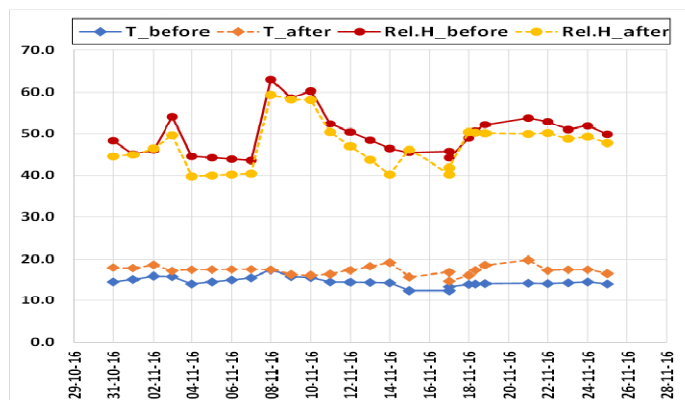


Fig. 2.1.7. Variația temperaturii aerului și umiditatea relativă în interiorul sălii polivalente de sport a Universității din Oradea, în perioada 31/10/2016 – 25/11/2016

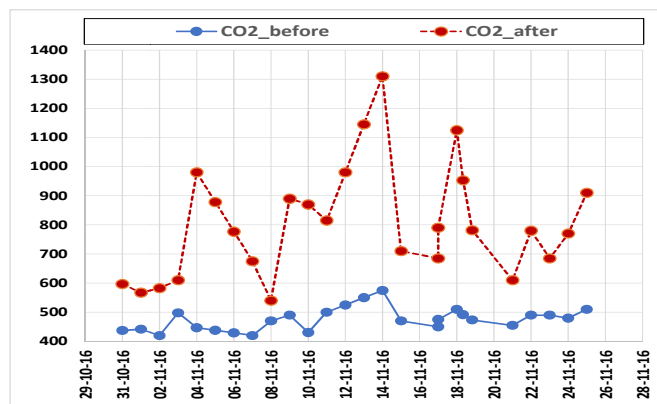


Fig.2.1.8.Variația concentrației de dioxid de carbon în interiorul sălii polivalente de sport a Universității din Oradea, în perioada 31/10/2016 – 25/11/2016

La sfârșitul sondajului, numărul total de subiecți din eșantion a fost de 306 persoane (231 de femei și 75 de bărbați). Valoarea medie a vârstei subiecților a fost de 20 de ani, ceea ce indică un procent mai mare de elevi/sportivi care au răspuns la chestionar. Numărul de zile petrecute de subiecți pe săptămână, în incinta sălii de sport, nu este foarte mare: în medie ei petrec 1,18 zile/săptămână, respectiv 1,42 ore/zi.

Pentru obiectivitatea analizei, trebuie menționat că majoritatea subiecților nu se confruntau cu probleme de sănătate la momentul sondajului (doar 11,6% au fost diagnosticați cu probleme de sănătate, 6,6% au lentile de contact și 22,6% fumau).

În general, majoritatea subiecților (81,8%) au evaluat calitatea aerului din interiorul sălii de sport ca fiind destul de bună și doar procente mici dintre respondenți au fost, în general, deranjați de temperatura scăzută a aerului (35,5%), mirosurile neplăcute (33,4%) sau prezența aerului viciat/aer neventilat (31,8%). Respondenții care au evaluat calitatea aerului din interior ca fiind destul de slabă au declarat că toate acele aspecte neplăcute privind calitatea aerului au fost resimțite pe toată perioada de activitate în interiorul sălii de sport, fiind afectați semnificativ de condițiile de aer uscat, umiditate ridicată, aer neventilat, mirosuri neplăcute, praf, mucegai. Dacă se ia în considerare starea fizică, respondenții care au fost sub medicație au fost deranjați mai ales de temperatura scăzută a aerului din interior. Un fapt interesant este că, pe măsură ce timpul petrecut în sala de sport crește, calitatea aerului din interior este evaluată de subiecți ca fiind mai slabă și, de asemenea, se simt mai deranjați de anumite caracteristici precum temperatura scăzută a aerului din interior, aerul, aerul neventilat, praful. În ceea ce privește apariția anumitor simptome fizice legate de calitatea scăzută a aerului din interior, doar procente mici au fost înregistrate la subiecții care au declarat că au uneori dureri în gât (36,3%), oboseală accentuată (27,3%), tuse frecventă (21,3%) sau strănut frecvent (19,7%).

Din punct de vedere al microaeroflorei, rezentul studiu a avut ca scop evaluarea nivelului de contaminare microbiană a aerului din interiorul Sălii de Sport Polivalente a Universității din Oradea, România. Evaluarea contaminării microbiene interioare s-a bazat pe criteriile de evaluare a calității microbiologice a aerului de interior prezentate de Comisia Europeană în 1993.

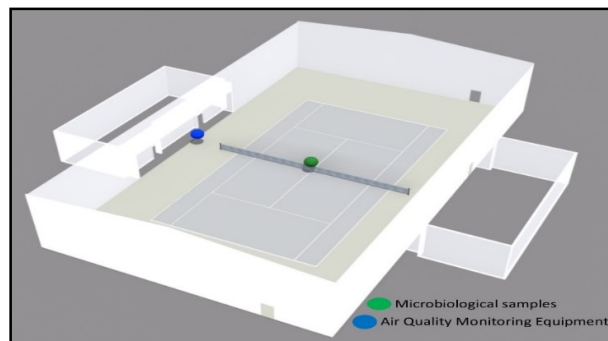


Fig. 2.1.9. Echipamentul de monitorizare a calității aerului și punctele de prelevare a probelor microbiologice în Sala de Sport Polivalentă a Universității din Oradea (3D model)

Tabel 2.1.3. Evaluarea calității aerului de interior în acord cu condițiile sanitare aplicate pentru obiectivele ne-industriale

Grupe de germeni	Interval de valori (UFC/m <sup>3</sup> )	Grad de poluare
Bacteria	<50	Foarte scăzut
	50-100	Scăzut
	100-500	Mediu
	500-2000	Ridicat
	>2000	Foarte ridicat
Fungi	<25	Foarte scăzut
	25-100	Scăzut
	100-500	Mediu
	500-2000	Ridicat
	>2000	Foarte ridicat

Estimarea numărului viabil de bacterii și ciuperci a fost determinat atât în absența, cât și în prezența activităților sportive umane pentru a evalua contribuția omului la contaminarea microbiană. Rezultatele indică faptul că, numărul total de microorganisme din aerul de interior al sălii de sport polivalente a Universității din Oradea a variat între 0-4680 UFC/m<sup>3</sup>aer pentru bacteriile mezofile, între 0-390 UFC/m<sup>3</sup>aer pentru bacteriile hemolitice și între 0-780 UFC/m<sup>3</sup> aer în cazul mucegaiurilor (fig .2.1.10.). Concentrația de bacterii mezofile din aerul interior s-a situat într-un interval care indică un nivel mediu-înalt de contaminare la intrarea în sala polivalentă de sport și un nivel mic-mediu de contaminare la mijlocul sălii de sport conform ghidurilor stabilite în 1993 de către Comisia Comunității Europene. Cel mai mare nivel de bacterii hemolitice a fost înregistrat în 31.10.2017 (390 UFC/m<sup>3</sup>, în ambele locuri de prelevare) și în 04.11.2016 (156 UFC/m<sup>3</sup> în mijlocul sălii de sport) o zi caracterizată prin prezența unui număr mare de persoane (917) și a unor activități sportive intense (fig. 2.1.11.).

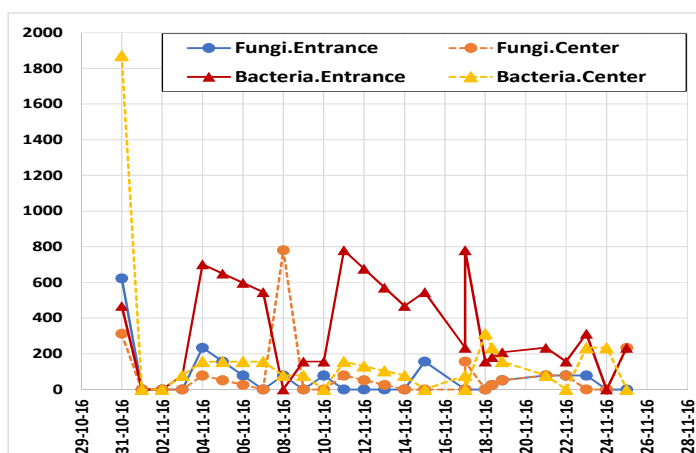


Fig.2.1.10 Variația numărului total de bacterii mezofilice aerobe, a bacteriilor hemolitice și concentrația de fungi (UFC/m<sup>3</sup> aer) in aerul de interior la intrarea și în centrul sălii polivalente de sport

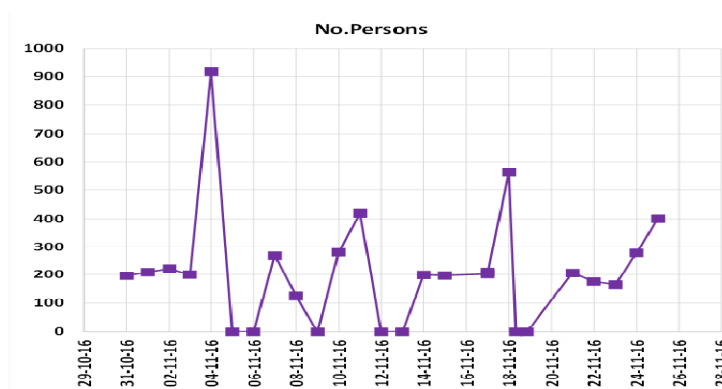


Fig. 2.1.11. Variația numărului de persoane în timpul perioadei de monitorizare a calității aerului în sala de sport

În general, bacteriile predominante în aerul din spațiile închise sunt gram-pozitive și, de obicei, nu sunt periculoase pentru sănătatea umană, dar, deoarece derivă adesea din pielea și tractul respirator al ocupanților, un număr mare de gemeni viabili sunt utilizați ca indicatori ai condițiilor de aglomerație și de ventilație slabă. Fungii sunt agenți ai bolilor alergice mult mai incriminați decât bacteriile. Concentrația de funghi în aerul din interior a fost mai mică decât concentrația de bacterii. Concentrația de mucegaiuri a indicat un nivel mic-mediu de contaminare în ambele locuri de prelevare din sala de sport polivalentă a Universității din Oradea, conform reglementărilor stabilite de CEC (1993). În data de 08.11.2016 s-a înregistrat cea mai mare valoare a concentrației de mucegaiuri ( $780 \text{ UFC/m}^3$ ) în mijlocul sălii de sport. Numărul de microorganisme a fost mai mare în timpul ocupării sălii de sport de către elevi. Expunerea la microorganisme și produsele acestora poate irita membranele mucoase, cum ar fi cele ale ochilor și ale tractului respirator, și poate duce la inflamație printr-un răspuns imun. Astfel de răspunsuri imune sunt importante în apărarea normală a gazdei, dar eliberarea cronică sau excesivă de mediatori inflamatori poate provoca leziuni ale plămânilor și alte efecte adverse.

Tabel 2.1.4. Corelațiile matrix Lead/Lag pentru parametrii studiați. Valorile evidențiate în culori diferite descriu corelații puternice (pozitive și negative)

Lag Correlation	T_before	T_after	Rel.H_before	Rel.H_after	CO2_before	CO2_after	dT	dRel.H	dCO2	No_Persons	Fungi.Entrance	Fungi.Center	Bacteria.Entrance	Bacteria.Center
T_before	1.000	-0.394	0.527	0.484	-0.673	-0.496	-0.558	-0.308	-0.667	0.320	0.501	0.407	0.538	0.544
T_after	-0.394	1.000	-0.568	-0.632	-0.315	0.433	0.652	0.430	0.364	0.417	0.347	0.432	0.503	-0.439
Rel.H_before	0.527	-0.568	1.000	0.939	0.510	-0.381	-0.406	-0.363	0.576	-0.276	0.335	0.418	-0.512	0.402
Rel.H_after	0.484	-0.632	0.939	1.000	0.485	0.348	-0.489	-0.407	0.554	-0.321	-0.298	-0.344	-0.580	0.334
CO2_before	-0.673	-0.315	0.510	0.485	1.000	0.690	0.550	0.480	0.990	-0.340	0.496	0.337	-0.366	0.483
CO2_after	-0.496	0.433	-0.381	0.348	0.690	1.000	0.509	0.483	0.717	0.334	0.599	0.437	0.378	0.525
dT	-0.558	0.652	-0.406	-0.489	0.550	0.509	1.000	0.386	0.537	0.323	-0.438	0.339	0.509	0.412
dRel.H	-0.308	0.430	-0.363	-0.407	0.480	0.483	0.386	1.000	0.493	-0.370	0.376	-0.394	-0.519	-0.368
dCO2	-0.667	0.364	0.576	0.554	0.990	0.717	0.537	0.493	1.000	-0.389	0.519	0.389	0.371	0.517
No_Persons	0.320	0.417	-0.276	-0.321	-0.340	0.334	0.323	-0.370	-0.389	1.000	0.549	0.670	-0.395	0.719
Fungi.Entrance	0.501	0.347	0.335	-0.298	0.496	0.599	-0.438	0.376	0.519	0.549	1.000	0.728	0.387	0.854
Fungi.Center	0.407	0.432	0.418	-0.344	0.337	0.437	0.339	-0.394	0.389	0.670	0.728	1.000	-0.306	0.849
Bacteria.Entrance	0.538	0.503	-0.512	-0.580	-0.366	0.378	0.509	-0.519	0.371	-0.395	0.387	-0.306	1.000	0.359
Bacteria.Center	0.544	-0.439	0.402	0.334	0.483	0.525	0.412	-0.368	0.517	0.719	0.854	0.849	0.359	1.000

După cum se poate observa în tabelul 2.1.4., între temperatură și dioxid de carbon s-a determinat o corelație semnificativă statistic, negativă, puternică (-0,673). De asemenea, numărul de bacterii și ciuperci se corelează semnificativ statistic cu numărul de persoane (0,670; 0,719). Între numărul de bacterii și numărul de ciuperci s-a determinat o corelație puternică semnificativă statistic (0,849) (tabelul 2.1.4.).

## Discuții

Metodologia interdisciplinară utilizată în cercetare ne permite să prezentăm rezultatele dintr-un punct de vedere complementar. Luând în considerare atât rezultatele monitorizării, cât și rezultatele sondajului se evidențiază faptul că, în general, calitatea aerului din interiorul sălii de sport a Universității din Oradea este destul de bună și nu generează probleme majore de sănătate pentru cei care desfășoară activități sportive acolo. Doar un mic procent dintre respondenți au identificat aspecte negative privind calitatea aerului sau au avut simptome fizice negative legate de expunerea slabă la aerul din interior. Mai mult, incidența acelor aspecte negative este în creștere, pe măsură ce timpul petrecut în interiorul sălii de sport este mai mare. Luând în considerare simptomele fizice cele mai indicate de respondenții noștri (tuse, strănut, dureri în gât, iritații oculare, congestie nazală etc.), precum și faptul că sala de sport polivalentă prezintă un nivel mic până la mediu de contaminare microbială, putem afirma că problemele de sănătate care pot apărea sunt mai mult din cauza problemelor de ventilație a aerului și a nevoilor mai eficiente de dezinfecție. Astfel, că sistemul de ventilație al aerului trebuie îmbunătățit și monitorizat în mod constant pentru a asigura un management eficient al calității aerului.



## **Concluzii**

Analiza privind temperatura aerului, umiditatea și concentrația de dioxid de carbon din incinta sălii de sport polivalente a Universității din Oradea în perioada de monitorizare (octombrie-noiembrie 2016), arată un nivel care se încadrează în standardele favorabile desfășurării activităților sportive. În ceea ce privește microaeroflora rezultatele studiilor indică un nivel mic spre mediu de contaminare microbiană.

În general, respondenții au evaluat calitatea aerului din interior ca fiind destul de bună. Totuși, trebuie să luăm în considerare faptul că unele caracteristici ale aerului din interior pot genera simptome fizice negative, care, pe termen lung, ar putea dezvolta probleme majore de sănătate pentru persoanele active într-un spațiu închis. Simptomele identificate de subiecți sunt reprezentate de probleme de ventilație. Astfel, sălile de sport trebuie să fie dotate cu sisteme care să permită controlul ventilației/climatizării (naturale, de aer condiționat sau mixt) iar monitorizarea calității aerului din interior să se realizeze continuu, astfel încât sportivii să poată performa mai bine atât din punct de vedere al confortului, cât și al eficienței energetice.

## **2.2. Studiul calității apelor subterane și a apelor reziduale**

### **2.2.1. Studiul calității apelor subterane**

În perioada anilor 1965-1985 s-a dezvoltat o veritabilă platformă industrială în partea de vest a Oradei, județul Bihor, România. De-a lungul acestei perioade, pe o suprafață de 9 km<sup>2</sup> în lunca râului Crișului Repede au fost construite mai multe obiective industriale care au devenit surse de poluare pentru mediu. Studiul a avut ca principal obiectiv evaluarea influenței etapelor istorice de industrializare și restructurare a întreprinderilor din Vestul Oradiei, abordând evoluția calității apelor subterane, prin utilizarea în principal a mijloacelor de analiză geospațială. S-a evidențiat astfel evoluția unor parametri de calitate ai apei subterane, pe o perioadă de 30 de ani, analizându-se probele de apă prelevate din puțuri de foraj folosind o bază de date preexistentă, furnizată de Administrația Națională Apele Române – filiala Crișuri. Sistemul ArcGIS a fost folosit pentru a evidenția tendințele spațiale ale indicatorilor analizați pe 16 hărți. Valorile disponibile au fost încorporate într-o bază de date preexistentă, dezvoltată în ESRI ArcGIS 9.3.

### **Importanța studiului**

Apele subterane constituie cel mai mare rezervor de apă dulce de pe Pământ. Directiva fiică 2006/118/CE, Directiva-cadru 2000/60/CE privind apa, se referă la protecția apelor subterane împotriva poluării și a deteriorării calității. Măsurile specificate în acest scop includ stabilirea unor criterii de evaluare a stării chimice bune a apelor subterane și criterii pentru identificarea și inversarea tendințelor semnificative de creștere. Conform acestor prevederi, semnificația tendinței calității apei poate fi tratată fie statistic, fie din punct de vedere al mediului [40].

Primele prevederi legale privind protecția mediului au fost adoptate în țara noastră în anul 1973 (Legea mediului nr.9/1973). Politica de mediu a crescut continuu în România după 1990. Din 1996 principiile, prioritățile și obiectivele de mediu au început să se alinieze la strategia Comunității Europene. Programul Național de Aderare la U.E. a obligat guvernul României să dezvolte o politică de mediu în conformitate cu strategia stabilită de Comunitatea Europeană. După 2007, anul integrării, legislația românească de mediu a fost armonizată cu legislația europeană, iar reforma instituțională a înregistrat progrese remarcabile. Acesta este motivul pentru care politicile de mediu ale companiilor au devenit mai responsabile.

Compoziția apelor subterane este determinată de mai mulți factori naturali, cum ar fi reacțiile chimice dintre apă și fracțiunea solidă (sol sau sediment), reacțiile biochimice, interacțiunile cu apele de suprafață, precum și activitățile umane. Apele uzate municipale și industriale, fie epurate sau nu, sunt o sursă constantă de poluare care afectează hidrochimia apelor subterane. În plus, apele subterane pot fi afectate de surse non-punctuale de poluare cauzate de scurgerile de la instalațiile de irigare și de tratarea deșeurilor în zonele urbane [41]. Fenomenele antropice precum dezvoltarea industrială, urbanizarea, irigarea agriculturii, poluarea apei, precum și modificările practicilor de irigare, influențează în mare măsură resursele de apă subterană. Aceste impacturi antropice asupra chimiei apelor subterane au fost studiate intens [42].

Resursele de apă subterană pot fi influențate atât de schimbările climatice, cât și de activitățile umane. Combinația dintre schimbările climatice și utilizarea irațională a apelor subterane a determinat o scădere generală a nivelurilor apelor subterane, având ca rezultat epuizarea acestora, alunecări de teren și pătrunderea apei sărate în zonele deltaice [43].

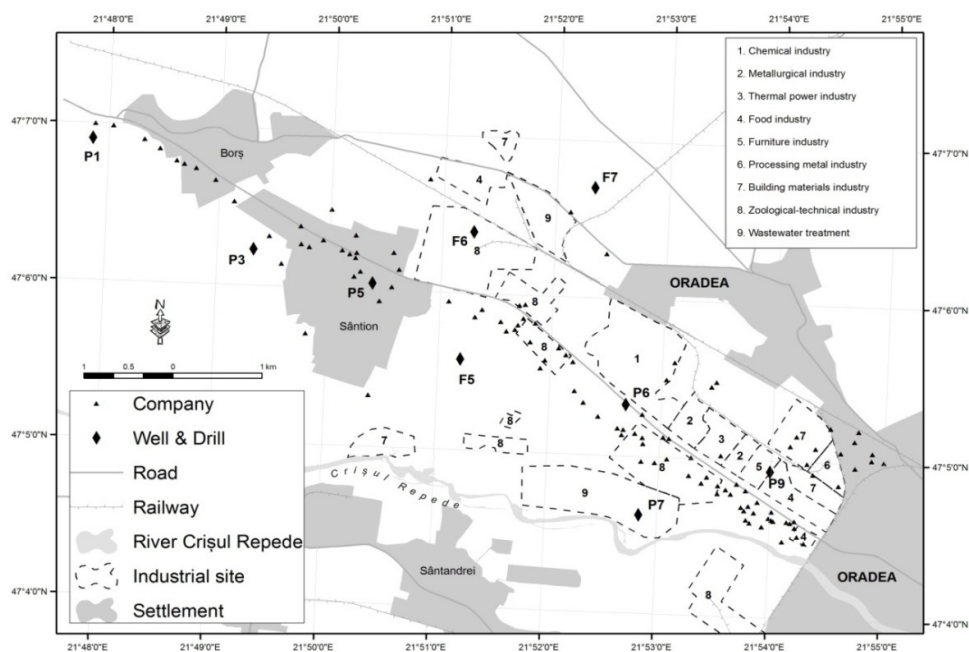


Fig. 2.2.1. Zona industrială în Oradea

De-a lungul perioadei 1965-1985, în lunca râului Crișul Repede, au fost construite mai multe instalații industriale care au devenit surse de poluare pentru mediu, în special aer, sol și apele subterane (conform rapoartelor de mediu ale agenției de mediu).

În anul 1965 s-a înființat fabrica Alumina, cea mai veche întreprindere de pe platformă care a avut ca principală activitate procesarea bauxitei extrasă din regiune și transformarea acesteia în bauxită calcinată prin procesul Bayer. În 1988 a fost pusă în funcțiune secția tubulară de alumină, singura de acest fel în Europa la acea vreme. În 1999 fabrica a fost dată în lichidare. S-a desfășurat o activitate sporadică până în 2006. Cele 4 halde de nămol roșu alcalin ale fabricii (amenajate în săpătura unei foste balastiere), care ocupă circa 80 de hectare, sunt astăzi acoperite cu vegetație, fără a fi reabilite ecologic integral.

În 1966 a fost dată în funcțiune centrala termică CET I. Aceasta a prelucrat cărbune inferior extras din zonele miniere din apropiere. Halda de cenușă și zgură, în care este depozitat nămolul rezultat din stația de epurare a apelor uzate, transportată în hidro-mix, se află în apropiere, în Santăul Mic. Alte două zăcăminte de același tip, situate în Episcopia, sunt scoase din funcțiune, fiind epuizate. Din 2016 stația funcționează pe gaze naturale.

Fabricarea de produse chimice în Oradea are o istorie destul de veche. Uzina chimică Sinteza a fost înființată în 1959 și a fost construită pe baza a trei corporații care

Își desfășoară activitatea în domeniu: „AURORA” S.A., „VESTA” S.A. și „Fii lui Zankl”. În partea de vest a orașului, fabrica s-a dezvoltat în mai multe etape. În 1969, a fost construită prima unitate de fabricare a compușilor organo-fosforici (pesticide pentru agricultură). În perioada 1967-1970 a fost pusă în funcțiune o investiție mare - Departamentul de Pigmenți Anorganici (verde crom, roșu fier, galben plumb). Au urmat alte instalații pentru producerea altor substanțe chimice: cloruri de alchil și bromuri de alchil, acid salicilic, acid acetilsalicilic și acid benzoic, lacuri și vopsele, stabilizatori pe bază de plumb, pentasulfură de fosfor.

Din anul 2000, departamentele întreprinderii s-au închis unul câte unul. Singura instalație care încă funcționează este cea care produce acid benzoic și benzoat de sodiu. Halda de colectare a apelor uzate a întreprinderii este amplasată în apropierea drumului Borș, la 500 m de râul Crisul Repede. Suprafața gropii este de cca. 18 ha. Halda este împărțită în două compartimente (pentru lichide și solide) și este impermeabilizată cu straturi de polietilenă compactată cu cenușă.

În anul 1968 a fost înființată fabrica de zahăr care funcționează și astăzi, ca parte a mării companii DIAMANT, având ca acționari compania germană Pfeifer & Lange și grupul francez Cristal Union. Procesul de epurare a apelor uzate evacuate de la stația S.C. Zahărul Oradea S.A. se realizează în două etape: epurarea mecanică locală (la sediul firmei) și etapa de curățare mecanico-biologică (în afara sediului uzinei S.C. Zahărul S.A. Oradea, la sud de DN1). Câmpurile de nămol sunt posibile surse de poluare a apelor subterane din zonă.

În aceeași perioadă, societatea începe construcția întreprinderii de sere, în vecinătatea drumului către Vama Borș. Aceasta se întindea pe aproape 100 ha și era al doilea exportator de legume din țară. În jurul anului 2007 serele au intrat în lichidare.

S.C.ECO Bihor SRL a fost înființată la începutul anului 2004 de către compania Keviépkft., în apropierea fostelor lacuri în care, de-a lungul timpului, au fost depozitate nămolul provenit de la Uzina de Alumină și termocentrala Oradea și chiar deșeuri menajere, astăzi fiind înfundate.

S.C.ECO Bihor SRL Oradea operează și administrează depozitul ecologic județean, pe o perioadă de 20 de ani, printr-un parteneriat public-privat cu Consiliul Local Oradea. Suprafața totală de depozitare pe o perioadă de 20 de ani va fi de 227.000 mp. (22,7 ha) iar înălțimea proiectată 20 m. Pe această suprafață urmează să fie construite 12 celule de stocare, aproximativ egale ca suprafață. Depozitul ecologic din Oradea a fost efectuat astfel încât deșeurile depuse acolo să nu aibă efecte negative asupra mediului: apă, aer, sol.

Protecția solului și a apelor subterane a fost realizată prin construirea unei izolații multistrat în stratul inferior al gropii de gunoi, dotată cu un sistem complex de canalizare care colectează apa pluvială căzută pe suprafața deșeurilor. Apa astfel colectată este stocată într-un bazin etanș, astfel încât acestea să poată fi tratate în continuare. Orice breșe ale membranei HDPE vor fi detectate cu o precizie de 50 cm folosind sistemul de monitorizare geoelectrică care constă din rețele electrice și senzori plasați sub membrană.

Stația municipală de epurare a apei Oradea, amplasată pe malul drept al râului Crișul Repede, la sud de drumul E60, colectează apele uzate menajere și industriale din Oradea și satele învecinate. În aval de stația de epurare se găsesc iazuri biologice ~ 50 ha, din care apa este deversată în râul Crisul Repede, în mod controlat și cu avizul Inspectoratului de Mediu și Direcția de Apă- Ape Crișuri.

Societățile industriale care activează în prezent în zona de studiu sunt astfel supuse unei activități limitate, mult diferită față de situația din perioada 1965-1985. Cele mai multe dintre acestea au fost nevoite să-și restructureze producția astfel încât, în contextul legislației U.E. de mediu, deja implementată în România, impactul lor asupra mediului să fie normal.

### **Metoda studiului**

Pentru a examina variația parametrilor aleși pentru a caracteriza starea apelor subterane, am folosit o bază de date preexistentă, furnizată de Administrația Națională a Apelor Române – filiala Crișuri. Această bază de date conține rezultatele analizelor efectuate pe parcursul mai multor ani, pentru mai multe foraje și pentru un număr mare de indicatori de calitate a apei. Din multitudinea de date disponibile a trebuit să le alegem pe cele mai semnificative pentru atingerea scopului lucrării astfel că am ales câțiva indicatori relevanți și anumiți ani de referință pentru zona de dezvoltare industrială.

Determinarea calității apelor subterane în primul strat freatic se realizează pe unitățile morfologice ale bazinelor de captare prin stații hidrogeologice. Acestea includ unul sau mai multe puțuri de observare, care permit multiplicarea numărului de puncte de observare în cadrul unui sistem hidrogeologic. Se aduce în evidență fie specificul local, fie, dimpotrivă, omogenitatea compoziției apei. Pentru a evidenția sursele potențiale de poluare și impactul acestora asupra calității apei, există puțuri de monitorizare a poluării în jurul surselor importante de poluare.

Începând cu anul 1977, în partea de vest a municipiului Oradea a fost amenajat

un sistem hidrogeologic de foraj dispus pe două aliniamente perpendiculare. Unul dintre aliniamente este situat pe direcția est-vest (cuprinde puțurile P1, P3, P5, F5, P6 P9.) iar celălalt pe direcția nord-sud (format din puțuri P7, F6, P5, P2). De-a lungul timpului, conceptele de management și scop s-au cristalizat mai bine în ceea ce privește rețelele de puțuri utilizate pentru studiul apelor subterane [43]

Sondele care fac obiectul acestui studiu sunt împărțite în puțuri de monitorizare a poluării (P1, P2, P3, P5, P6, P7, P9) și puțuri de foraj care fac parte din Rețeaua hidrogeologică națională (F5, F6, F7). Prima este inclusă în programul național de monitorizare operațional. Programele operaționale abordează doar probleme de calitate, necesită o frecvență de două probe și analize pe an și sunt destinate zonelor contaminate sau supuse presiunii antropice.

De la începutul construcției sistemului și până în 1994, au fost colectate și analizate patru probe de apă pe an, câte una pentru fiecare sezon. După 1994 analizele au fost efectuate doar de două ori pe an de către Administrația Bazinală de Apă (ABA) Crișuri, Bihor. Perioadele alese, frecvența și modul de prelevare și analiză au fost stabilite de ABA Crișuri, Bihor.

Puțurile analizate au fost alese astfel încât să asigure o acoperire spațială adecvată a zonei studiate. Atunci când facem alegerea, am ținut cont de posibilitatea de a obține informații despre vecinătăți. Puțurile sunt amplasate preponderent în zona industrială la vest de Oradea, dar și în zone predominant agricole. Regimul acestor zone s-a schimbat în perioada studiată.

Cu excepția puțului P2 care se află pe malul stâng al Crișului Repede, puțurile P1, P3, P5, P6, P7, P9, F6 și F7 sunt situate pe malul drept, toate în aval de Oradea. Amplasarea puțurilor hidrogeologice analizate este stabilită astfel încât să se monitorizeze influența întreprinderilor industriale asupra calității apelor subterane din zonă și evoluția temporală a poluării acestora. Astfel, puțul P1 se află la intrarea în punctul de frontieră Borș. Puțul P3 se află în stânga drumului Oradea - Borș după ieșirea din Sântion, în apropierea actualului parc industrial (fabrica Celestica) pe un teren agricol, iar puțul P5 este situat pe raza satului Sântion. Puțul P6 este situat în colțul vechilor iazuri de decantare ale fabricii Alumina și CET Oradea. Puțul P7 este localizat pe amplasamentul stației municipale de epurare a apelor uzate, iar puțul P9 se află în incinta fabricii de zahăr Diamant, în apropierea stației de tratare a apei prelucrate. Puțul hidrogeologic F6 este situat în apropierea căii ferate care duce în Ungaria, pe teritoriul ocupat de fostele sere, în apropierea fostei ferme de creștere a păsărilor Avicola. Puțul hidrogeologic F7 se află la limita dintre terenul ocupat de

depozitul de deșeuri al S.C.Eco Bihor S.A. și terenurile agricole, toate oferind informații despre influența acestora asupra calității apelor subterane.

Apa subterană din zona de studiu face parte din corpul de apă subterană ROCR01, un corp de apă transfrontalier, dezvoltat în conul aluvional Crișul Repede. Este situat la adâncimi cuprinse între 2,00 m și 8,00 m, grosimea orizontului apos având, în zona Oradea Vest - Borș, în jur de 15- 17 m.

Stratul acvifer are o dezvoltare maximă la Borș, unde a fost captat pe o grosime de 19 m. Acest con, bine dezvoltat în aval de Oradea, are și o extindere mare dincolo de granița cu Ungaria. S-a dezvoltat pe ambele maluri ale râului Crișul Repede, la dreapta sus dincolo de Santăul Mic și la sud spre satul Roit.

Structura tipică este aceea a unui con, alcătuit din nisipuri, pietrișuri și bolovani, de o mare varietate de granulații; structura litologică este în general încrucișată, uneori cu straturi intermediare de argilă. Direcția fluxului este regional de la est la vest. Apele subterane ale acestui corp sunt alimentate de precipitații și subordonate în zona conică de pe Crișul Repede din Oradea, și de apele de suprafață în perioadele de ape mari.

Infiltrația efectivă este în general scăzută și se încadrează în golul de 15-60 mm coloane de apă pe an, ceea ce conferă corpului de apă un grad mediu și bun de protecție a suprafeței. În zona industrială a municipiului Oradea se drenează apele subterane, la sud de cursul natural al Crișului Repede și la nord de afluentul său Crișul Mort, care curge pe direcția est - nord-vest și se varsă pe teritoriul Ungariei, la vest de Santăul Mare.

Principalii parametri hidrogeologici ai debitului sunt debitul  $q = 1$  până la 20 l/s/m și transmisivitatea  $T = 100-2000$  m<sup>2</sup>/zi. Din punct de vedere al profilului hidrochimic, apele din zona de studiu sunt foarte diferite: ape cu bicarbonat - calciu - magneziu, ape cu clor - sulfat, calciu - magneziu etc. Din acest corp de apă se extrag anual peste 66 de milioane de m<sup>3</sup> de apă subterană din captarea municipală realizată de Apă - Utilități Canal Oradea, prin 4 scurgeri, special construite în acest scop.

Noțiunea de calitate a apei este în mod necesar asociată unui domeniu de utilizare, unui anumit scop sau unei referințe. În acest studiu am ales să comparăm valorile parametrilor selectați cu concentrațiile maxime admisibile în standardul de calitate a apei potabile (Legea nr. 458/2002, cu modificările și completările ulterioare). Pentru acest studiu am analizat un număr mare de parametri, determinați pe o perioadă de 30 de ani. De-a lungul anilor s-au înregistrat modificări ale numărului de parametri analizați sau situații în care, din motive necunoscute astăzi, anumite valori ale parametrilor nu au fost raportate. Aceste fapte au limitat cumva posibilitățile de

selectare a tipurilor de parametri luați în considerare.

În studiu am considerat ca indicatori ai stării de calitate a apelor subterane, valorile punctuale ale parametrilor: reziduu permanent, ion sulfat, ion nitrat și ion plumb, comparativ cu valorile de referință și reprezentările spațiale și cronologice ale valorilor acestor parametri, în regiunea și perioada studiată.

Sistemul ArcGIS a fost folosit pentru a evidenția tendințele spațiale și temporale. Un sistem informatic geografic (GIS) permite vizualizarea, analiza și interpretarea datelor disponibile, pentru a înțelege tendințele de evoluție. M. O'Connor, 2010, a studiat influența rocii de bază asupra geochimiei apelor subterane folosind instrumente de analiză geospațială pentru a estima tendința spațială a chimiei apelor subterane în nordul orașului New York. El a folosit o bază de date ArcGIS pentru a genera diagrame de contur pentru elementele chimice studiate. Această tehnică a fost folosită și de alți cercetători [44,45,46,47]. Valorile disponibile au fost încorporate într-o bază de date preexistentă, dezvoltată în ESRI ArcGIS 9.3. Tehnicile de interpolare spațială ArcGIS au fost concepute pentru a estima și analiza tendințele concentrațiilor indicatorilor în zona de studiu. Astfel, s-au realizat simulări ale distribuției spațiale și temporale a indicatorilor analizați. Am realizat această reprezentare paralelă (ArcGIS și diagrame) pentru a determina care dintre cele două metode surprinde mai sugestiv evoluția spațială și temporală a calității apei.

Metoda de interpolare spațială utilizată în acest studiu a fost interpolarea kriging. Folosind această metodă, care se bazează pe principiile teoretice care compară datele aflate în imediata apropiere a unui punct de referință examinat, au fost analizate și extrapolate datele colectate în cadrul celor 11 foraje din zona studiată [48]. Semivariograma aleasă pentru studiu a fost modelul sferic. Modelul sferic arată o scădere progresivă a autocorelației spațiale și o creștere echivalentă a semivarianței până la o anumită distanță, dincolo de care autocorelația este zero [41,44]. În acest fel, au fost efectuate simulări ale distribuției spațiale și temporale a indicatorilor analizați.

Rezultatele au fost analizate folosind analiza varianței (ANOVA) pentru a determina semnificația statistică a diferențelor dintre valorile medii ale fiecărui parametru studiat. Metoda statistică utilizată pentru determinarea semnificației diferențelor dintre valorile medii ale parametrilor de calitate monitorizați în puțurile studiate, în perioada anilor 1977-2008, a fost analiza varianței unifactorială (ANOVA). Rezultatele ANOVA au fost generate folosind software-ul de analiză statistică GNU PSPP (Ghidul utilizatorilor PSPP, 2016).





Imag. 2.2.1. Puțurile hidrogeologice și forajele

## Rezultate

Scopul principal al monitorizării forajelor de apă este evaluarea condițiilor de calitate a apelor subterane în sistemul acvifer. O distribuție inadecvată a puțurilor de eșantionare ar putea produce date insuficiente sau redundante privind calitatea apelor subterane. O selecție optimă a locațiilor reprezentative de monitorizare poate fi obținută prin luarea în considerare a potențialului natural și antropic al surselor de poluare, ajustarea hidrologică și evaluarea tuturor datelor existente privind rețelele de monitorizare. În prezent, mai multe cercetări sunt concentrate pe evaluarea zonelor care necesită monitorizarea calității apelor subterane [49]. Abordările propuse au evidențiat eficiența rețelei existente de sonde de monitorizare, ținând cont nu doar de probele colectate din puțuri, ci și de caracteristicile hidrogeologice ale acviferului și de potențialul de poluare antropică din zona de studiu [50,51]. Analize asupra calității apelor subterane prin monitorizarea concentrațiilor de substanțe chimice anorganice din probele de apă prelevate din puțuri de foraj au fost realizate și de numeroși cercetători care au obținut date preliminare pentru aceste zone, privind calitatea apelor subterane și tendința geochemică a acestora, remarcându-se prezența concentrațiilor mari de

aluminii, fier, mercur, mangan, arsen și plumb [52,53].

Rezultatele studiului s-au concretizat în 16 hărți de simulare a distribuției spațiale și temporale a valorilor indicatorilor analizați. Scopul principal al monitorizării apei de foraj este evaluarea condițiilor de calitate a apelor subterane din sistemul acvifer. O distribuție inadecvată a puțurilor de eșantionare ar putea produce date insuficiente sau redundante privind calitatea apelor subterane. O selecție optimă a locațiilor reprezentative de monitorizare poate fi obținută prin luarea în considerare a potențialului natural și antropoc al surselor de poluare, ajustarea hidrologică și evaluarea tuturor datelor existente privind rețelele de monitorizare. În prezent, mai multe cercetări sunt concentrate pe evaluarea zonelor care necesită monitorizarea calității apelor subterane. Abordările propuse au evidențiat eficiența rețelei existente de sonde de monitorizare, ținând cont nu doar de probele recoltate din puțuri, ci și de caracteristicile hidrogeologice ale acviferului și de potențialul de poluare antropocă din zona de studiu [50]. Analize asupra calității apelor subterane prin monitorizarea concentrațiilor de substanțe chimice anorganice din probele de apă prelevate din puțuri de foraj au fost realizate și de numeroși cercetători care au obținut date preliminare pentru aceste zone, privind calitatea apelor subterane și tendința geochimică a acestora, remarcându-se prezența concentrațiilor mari de aluminii, fier, mercur, mangan, arsen și plumb [52,53].

### ***Studiul evoluției parametrului reziduu permanent***

Reziduu permanent și sulfatii fac parte din indicatorii de salinitate ai apei. Valoarea reziduuului permanent este o modalitate directă de exprimare a gradului său de mineralizare. Nivelurile ridicate ale acestor parametri (în afara nivelului natural de mineralizare a apei) indică cel mai adesea o poluare a apelor subterane de natură industrială. Parametrul este sugestiv, ținând cont de specificul obiectivelor industriale care ar putea fi surse poluante în zona industrială studiată: termocentrală pe cărbune, uzine chimice și de prelucrare a aluminei. În ceea ce privește valorile reziduuurilor permanente, în anul 1977 s-au înregistrat valori peste limita maximă admisă de 800 mg/l la puțurile P6, P7, P9, F5, F6, F7 și în 1990 la puțurile P1, P3, P5, P6, P7, P9, F5, F6, F7. În 1997 puțurile P1, P3, P5, P6, P7, P9, F6 au înregistrat valori peste maxima admisă, iar în 2008 apele subterane provenite din puțurile P1, P3, P6, P7, F6 au înregistrat niveluri ridicate ale parametrului reziduu permanent. Cea mai mare valoare (1754,75 mg/l) a fost înregistrată în anul 1977 în puțul P7 situat în apropierea Stației de Epurare a Apelor Uzate a orașului. În concluzie, între anii 1977 și 1990 se constată o schimbare vizibilă a poluării ionice din prima linie pe direcția curgerii apei subterane. În

perioadele următoare are loc o stabilizare a acestui parametru (fig.2.2.2.).

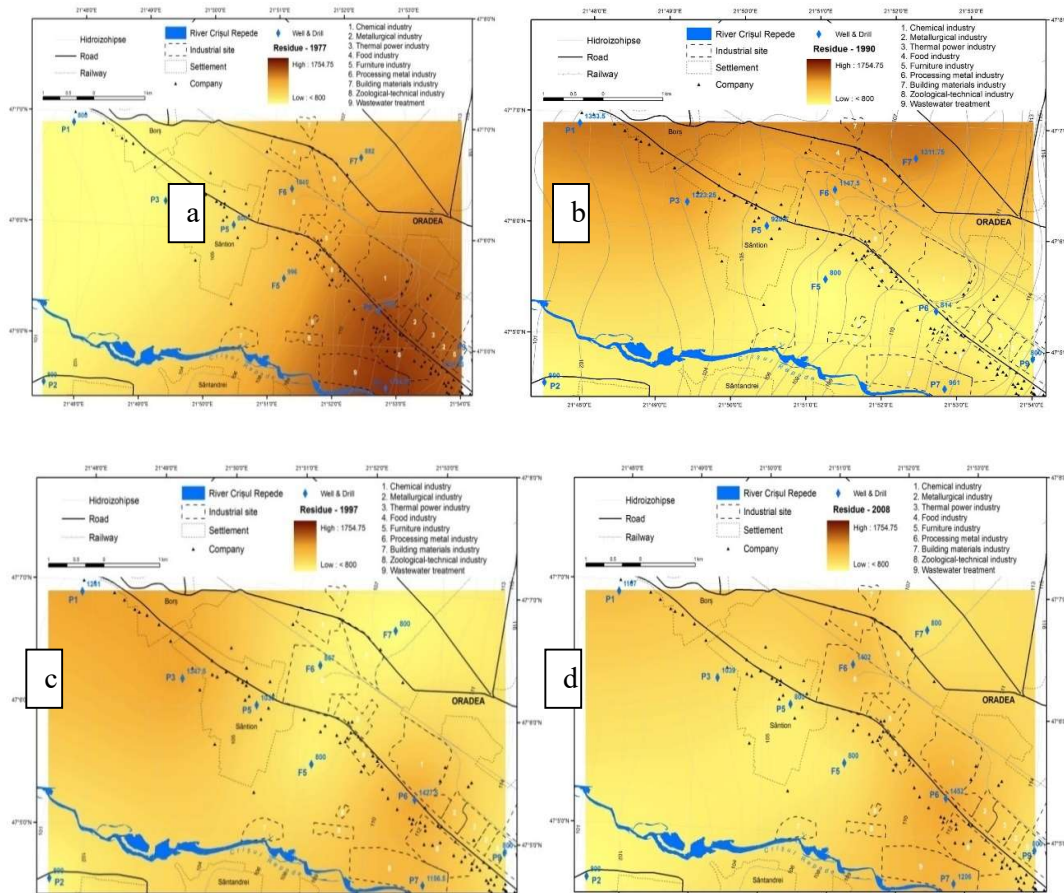


Fig.2.2.2. Evoluția concentrației rezidului permanent în apa subterană din zona industrială Oradea: (a) anul 1977; (b) anul 1990; (c) anul 1997; (d) anul 2008.

Tabel 2.2.1. Analiza ANOVA a valorilor medii ale concentrației rezidului permanent ( $\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ )

Puțuri	N	Min.	Max.	Media	Deviația standard	Eroarea standard	F	Semnificația
P1	24	381	1430	995,5	384,56	62,63	38,13	0,000
P3	24	460	1710	1051,42	357,43	72,96	13,26	0,000
P5	24	356	2461	955,96	536,05	109,42	14,03	0,000
P6	24	404	2270	1273,00	451,31	92,12	18,07	0,000
P7	24	821	2247	1235,96	334,73	68,33	4,66	0,007
P9	24	180	1565	442,08	365,11	74,53	20,13	0,000
F5	24	235	1296	605,75	253,76	51,80	3,59	0,020
F6	24	570	1920	1216,46	321,94	110,73	9,83	0,000
F7	24	523	1390	862,38	270,57	55,23	10,74	0,000

### Studiul evoluției parametrului sulfat

Sulfății se găsesc în aproape toate apele naturale, datorită solubilității lor. Ei sunt o componentă majoră a apei de ploaie. Ele pot apărea în apele poluate din cauza oxidării piritei sau hidrogenului sulfurat. Arderea combustibililor fosili este, de

asemenea, o sursă majoră de poluare cu acest ion. Evoluția concentrației ionilor sulfat este similară cu evoluția rezidului fix. Frontul de poluare cu sulfat parcurge din 1977 direcția curgerii apelor subterane, până în 1990.

În anul 1977 concentrațiile de sulfați în apele subterane erau peste maximul admis la puțurile P6, F6, F7, cea mai mare concentrație (637, 909 mg/l) determinându-se în apele subterane provenite de la puțul F7, situat în apropierea depozitului ecologic Oradea. În 1990, probele de apă subterană provenite din puțurile P1, P3, F6, F7 au înregistrat valori mai mari față de valoarea maximă admisă. Valorile minime se înregistrează în 1997, urmate de o ușoară creștere în 2008 (fig.2.2.3.).

În ceea ce privește posibilitatea modificării în timp a concentrației de sulfați, trebuie avut în vedere trendul descendent manifestat în cazul concentrației de sulfat. Conform cercetării s-a observat că principalul fenomen care provoacă retenția de sulfat pe substrat, este precipitarea, sorbția având un rol secundar. Cantitatea de sulfat precipitat (în special de calciu) este legată de prezența altor ioni, cum ar fi ionul de clorură. Procesul de reducere este mai vizibil pe măsură ce concentrația ionilor de clorură este mai mare. Aceasta explică expansiunea scăzută a poluării cu sulfat de apă subterană în afara zonei industriale, în ciuda direcției de mișcare a apei [54].

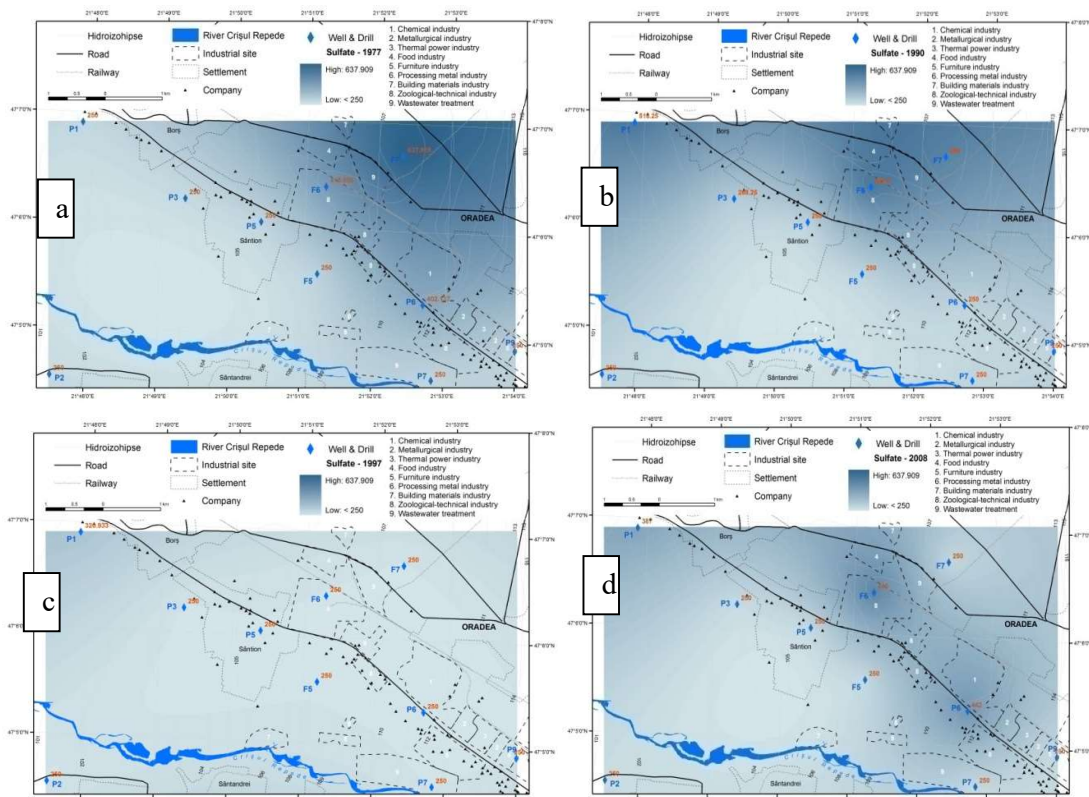


Fig. 2.2.3. Evoluția ionului sulfat în apa subterană din zona industrială: (a) anul 1977; (b) anul 1990; (c) anul 1997; (d) anul 2008.

Tabel 2.2.2. Analiza ANOVA a valorilor medii ale concentrației ionului sulfat ( $\text{mg}/\text{dm}^{-3}$ )

<i>Puțuri</i>	<i>N</i>	<i>Min.</i>	<i>Max.</i>	<i>Media</i>	<i>Deviația standard</i>	<i>Eroarea standard</i>	<i>F</i>	<i>Semnificația</i>
P1	24	75,05	374,65	318,16	189,93	38,77	5,43	0,003
P3	24	54,48	380,00	181,36	76,04	15,52	7,51	0,001
P5	24	49,45	264,60	156,57	57,69	11,78	12,54	0,000
P6	24	74,00	716,43	257,14	166,68	34,02	6,52	0,001
P7	24	9,05	232,27	116,55	69,52	14,19	7,75	0,000
P9	24	7,75	126,63	48,34	33,96	6,93	7,70	0,001
F5	24	34,00	128,88	64,57	27,42	5,60	7,47	0,001
F6	24	26,72	640,00	311,55	202,75	41,39	21,09	0,000
F7	24	80,00	649,59	380,57	199,24	40,67	32,37	0,000

### **Studiul evoluției parametrului nitrat**

Nitrații se găsesc în mod natural în apele subterane în concentrații relativ scăzute. Concentrațiile mai mari de 10 mg/l dovedesc o intervenție antropică. Ionul nitrat poate pătrunde în apele subterane ca urmare a spălării solului pe care se folosesc îngrășăminte chimice care conțin azot sau gunoi de grajd și care nu sunt utilizate în totalitate de către plante, sau ca urmare a poluării solului cu substanțe provenite din fermentarea necontrolată a apelor uzate și a deșeurilor de la fermele de animale. Stațiile de epurare a apelor uzate din aglomerările urbane și apele uzate din industria alimentară sunt, de asemenea, surse importante de poluare cu nitrați. (fig.2.2.4.) În țara noastră o serie de cercetări s-au concentrat pe studiul poluării cu nitrați ai apelor subterane subliniind că impactul activităților umane are efecte pe termen lung asupra calității apelor subterane. Poluarea care a avut loc cu decenii în urmă, din cauza agriculturii, industriei și altor activități umane poate amenința astăzi calitatea apei și în unele cazuri există riscul ca generațiile viitoare să fie expuse efectelor induse de acest fenomen de poluare [55]. În 1977 și 1990 nu s-au înregistrat valori ale concentrației de nitrați în apele subterane peste limita maximă admisă de 50 mg/l, spre deosebire de anii 1997 și 2008 când au existat depășiri ale valorii maxime admisă, la puțurile P1, P3, P5, P7, F6 și F7. Cea mai mare concentrație de nitrați a fost înregistrată în anul 2008 la puțul P3 (Sântion-zonă agricolă) având o valoare de 144,2 mg/l. Îngrășămintele cu azot utilizate în agricultură sunt foarte solubile și sunt levigate de precipitații. Prezența unor concentrații mai mari de nitrați în apele subterane monitorizate provenite din puțurile P1, P3, P5, P7, F6 și F7 se datorează utilizării în agricultură a îngrășămintelor cu azot în fostele sere din Oradea și, de asemenea, nămolului activ de la stația de epurare a apelor uzate a fabricii SC (Diamant) Zaharul.

Pe baza acestor date devine evidentă poluarea cu nitrați a zonelor situate în afara zonei industriale. Restaurarea terenurilor agricole aflate în proprietate privată de

locuitorii zonelor rurale a atras utilizarea intensivă și nerezonabilă a îngrășămintelor chimice și organice. Transferul nitraților în zona nesaturată este un fenomen complex. Pătrunderea nitraților din sol în pânza freatică este relativ lentă, viteza de coborâre fiind de 1-2 m/an. Pătrunderea are loc de obicei iarna, deoarece în timpul primăverii și verii, ploaia este rapid preluată de vegetație. Deși lentă, pătrunderea nitraților este continuă. Nu există fenomene de retenție (sorbția este neglijabilă), sau transformări oxido-reductoare [56]. Mișcarea nitraților în zona saturată are de obicei aceeași viteză cu cea a apei care în general este destul de scăzută. Posibilitatea transformării nitraților în apele subterane este foarte scăzută. Condițiile anaerobe sau prezența piritei și a bacteriilor denitrificatoare poate provoca procesul de denitrificare. O altă situație în care denitrificarea este posibilă este atunci când apa subterană este conectată la albia unui curs de apă. În partea de sus a aluviilor formate din albia râului se formează adesea un strat subțire de nămol care blochează comunicarea dintre apele subterane și atmosferă. În absența oxigenului atmosferic, bacteriile din apă pot consuma oxigenul din ionul de nitrat, transformând azotul în azot molecular. Din păcate, acest fenomen nu este suficient de intens pentru a avea un rol în remedierea apei [47].

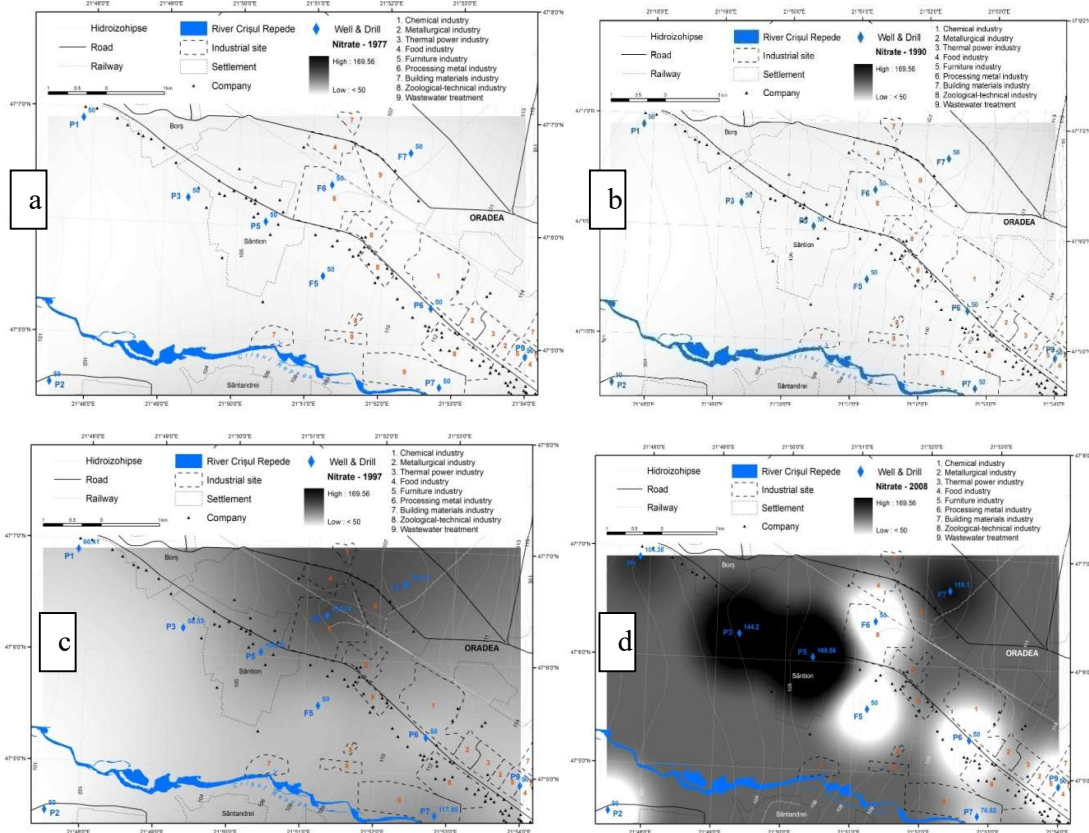


Fig. 2.2.4. Evoluția concentrației de nitrați în apa subterană din zona industrială Oradea: (a) anul 1977; (b) anul 1990; (c) anul 1997; (d) anul 2008.

Tabel 2.2.3. Analiza ANOVA a valorilor medii ale concentrației nitraților ( $\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ )

<i>Puțuri</i>	<i>N</i>	<i>Min.</i>	<i>Max.</i>	<i>Media</i>	<i>Deviația standard</i>	<i>Eroarea standard</i>	<i>F</i>	<i>Semnificația</i>
P1	24	6.92	118.12	56.66	33.76	6.89	19.25	0.000
P3	24	3.70	158.73	56.05	46.90	9.57	26.07	0.000
P5	24	4.45	179.77	76.51	54.91	11.21	18.40	0.000
P6	24	0.47	17.36	4.57	4.52	0.92	13.60	0.000
P7	24	0.45	126.24	41.77	46.14	9.42	66.91	0.000
P9	24	0.03	39.44	8.49	10.48	2.14	2.92	0.042
F5	24	1.16	72.42	25.97	23.69	4.84	11.80	0.000
F6	24	2.94	237.53	44.32	57.58	11.75	15.43	0.000
F7	24	3.13	148.75	53.80	48.01	9.80	28.48	0.000

### ***Studiul evoluției parametrului Pb***

În mod normal, cantitatea de plumb din apele subterane este scăzută datorită solubilității scăzute a compușilor de plumb. O consecință a acestui fapt este acumularea de plumb în straturile superficiale ale solului, la adâncimi mici, de unități sau zeci de cm. Există însă mai mulți factori care pot crește riscul mobilizării plumbului către apele subterane: soluri argiloase pentru plumbul în suspensie, soluri compuse din nisip grosier, soluri acide, apa subterană cu pH sub 6, contactul prelungit al plumbului cu solul [57].

În 1977 concentrațiile de plumb în apele subterane monitorizate au prezentat valori peste maximul admis la puțurile P1, P2, P3, P5, P7, F5, F6 iar în 1990 la puțurile P1, P3, P5, P6, F5, F6. Aceeași situație s-a înregistrat și în 1997 când apele subterane provenite din puțurile P5, P6, P7, F6 și F7 prezentau concentrații mari de plumb, peste limita maximă admisă. În 2008 nu au fost înregistrate depășiri peste limita maximă admisă.

Cea mai mare concentrație de plumb (0,294 mg/l) a fost înregistrată în anul 1977 în apele subterane din puțul P3 situat în zona agricolă Sântion, județul Bihor. Concentrația crescută de plumb, care depășește de aproape 30 de ori concentrația maximă admisă în 1977, sugerează posibilitatea unei poluări accidentale grave (fig.2.2.5.).

Deoarece locația forajului P3 se află în apropierea rutei europene E79 (Drumul Borșului) s-ar putea crede că sursa de poluare cu plumb este transportul rutier. În alte puțuri situate pe acest drum, cum sunt P5 și P6, nu au fost înregistrate în 1977 concentrații excepționale de plumb.

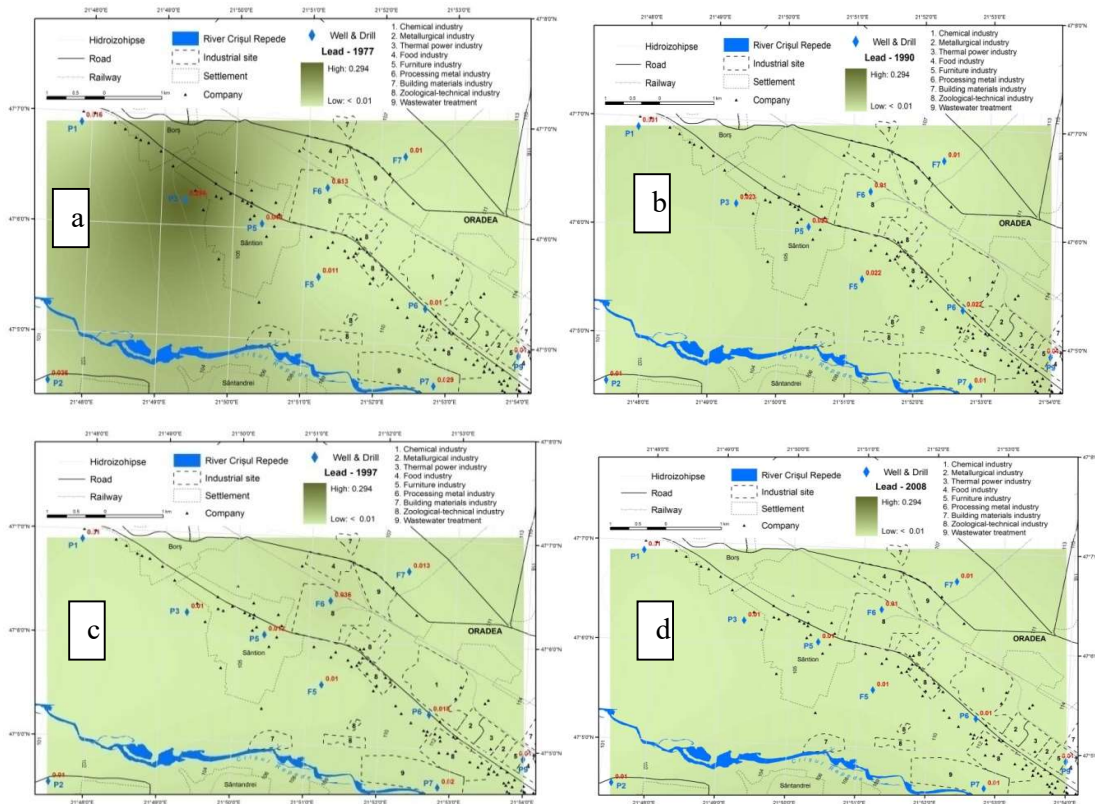


Fig. 2.2.5. Evoluția plumbului în apa subterană din zona industrială a Oradei: (a) anul 1977; (b) anul 1990; (c) anul 1997; (d) anul 2008.

Depășirea de 30 de ori a concentrației maxime admisibile poate fi doar rezultatul poluării industriale. După analiza distribuției în spațiu a posibilor poluatori industriali și a direcției de scurgere a apelor subterane, în amonte de forajul P3, se poate identifica fabrica chimică Sinteza, care produce pigmenți și stabilizatori pe bază de plumb, CET I Oradea și depozitarea sterilului, derivat din fabrica Cemtrade care produce aluminiu.

Tabel 2.2.4. Analiza ANOVA a valorilor medii ale concentrației plumbului ( $\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ )

Puțuri	N	Min.	Max.	Media	Deviația standard	Eroarea standard	F	Semnificația
P1	24	0	0.191	0.02	0.04	0.01	1.07	0.411
P3	24	0	1.137	0.10	0.31	0.06	2.89	0.044
P5	24	0	0.160	0.02	0.03	0.01	0.98	0.458
P6	24	0	0.098	0.02	0.03	0.01	1.73	0.178
P7	24	0	0.086	0.01	0.02	0.00	2.35	0.083
P9	24	0	0.123	0.01	0.02	0.01	1.77	0.171
F5	24	0	0.058	0.01	0.01	0.00	1.87	0.149
F6	24	0	0.101	0.01	0.02	0.00	1.39	0.275
F7	24	0	0.057	0.01	0.01	0.00	3.98	0.013



Concentrațiile parametrilor de calitate ai apei subterane (reziduu permanent, sulfat și azotat) au variat semnificativ în perioada studiată (anii 1977-2008). Nivelurile de plumb nu au variat semnificativ în anii studiați, cu excepția concentrațiilor înregistrate la puțul P3 (Tabelul 2.2.4.).

### **Concluzii**

Problemele de mediu au puternice conotații politice, sociale, economice, științifice și industriale. Ele nu pot fi incluse într-un cadru specific deoarece sunt conectate la diverse aspecte ale societății. Pentru a examina variația a patru parametri (reziduu permanent, nitrat, sulfat și plumb) aleși pentru a caracteriza starea apelor subterane, a fost utilizată o bază de date preexistentă furnizată de Administrația Națională Apele Române – filiala Crișuri. Această bază de date conține rezultatele analizelor efectuate de-a lungul mai multor ani pentru mai multe puțuri și foraje de urmărire a poluării. De la începutul construcției sistemului au fost colectate și analizate patru probe de apă pe an, câte una pentru fiecare sezon. Pentru acest studiu au fost studiate și interpretate 24 de valori medii anuale. Sistemele de informații geografice sunt capabile să reunească date geografice, sociale și fizico-chimice într-o imagine de ansamblu a companiilor studiate. Prin utilizarea sistemului ArcGIS în acest studiu, timp de patru ani, au fost evidențiate tendințele spațiale și temporale ale parametrilor analitici ai apei, care sunt integrați în contextul etapelor istorice de industrializare și restructurare a companiilor din zona de studiu. S-a făcut, de asemenea, o legătură între chimia și calitatea apei subterane și impactul potențial al presiunilor antropice. Modificările concentrațiilor celor patru parametri studiați: reziduu permanent, ion sulfat, ion nitrat și ion plumb sunt bine evidențiate pe toate cele șaisprezece hărți. Interpretarea statistică a rezultatelor realizată cu metoda unidirecțională ANOVA, relevă faptul că, exceptând parametrul plumb, valorile medii ale celorlalți parametri de calitate ai apei subterane (reziduu permanent, sulfatați și nitratați) au variat semnificativ în perioada studiată. Evoluția temporală a parametrilor analizați indică faptul că cele mai mari probleme legate de calitatea apelor subterane din zona industrială a municipiului Oradea s-au înregistrat în anii 1977 și 1990, ani care caracterizează un boom al producției industriale în România. Reducerea concentrațiilor de poluanți în ultimul an de monitorizare (2008) este legată de puterea de regenerare a mediului acvatic, ajutată de restructurarea companiilor recunoscute ca fiind foarte poluante și în special de implementarea legislației de mediu cerute de Comunitatea Europeană.

## 2.2.2. Studiul calității apelor reziduale

Calitatea apelor uzate este în prezent un subiect de îngrijorare tot mai mare în România, deoarece recomandările europene au pus presiune asupra industriilor de tratare a apelor uzate. Prezenta cercetare este un studiu integrat al parametrilor de calitate ai apelor uzate monitorizați în două unități din industria alimentară localizate în județul Bihor. Probele de ape uzate au fost colectate înainte și după epurarea în stație și au fost analizați următorii parametri: consumul chimic de oxigen, consumul biochimic de oxigen, suspensiile solide, pH-ul, cloruri, azot și fosfor. Semnificația statistică a diferențelor dintre valorile medii ale parametrilor a fost studiată utilizând analiza varianței ANOVA ( $P=0,05$ ,  $N=3$ ) care compară efectele factorilor tipul de activitate, tratarea și timpul, asupra calității parametrilor apei uzate. Valorile parametrilor de calitate ai apei uzate monitorizate înainte și după epurare în stațiile de epurare au variat semnificativ în funcție de factorul timp. Efectul dominant a fost dat de „factorul timp” în ceea ce privește variația parametrilor pH, clorură și azot total. Factorul „tratament” a arătat efectul dominant în cazul variației valorilor parametrilor: consum chimic de oxigen, consum biochimic de oxigen, suspensii totale și fosfor total.

### Actualitatea studiului

În timpul proceselor tehnologice din industria laptelui apar pierderi de substanță uscată în efluenți. Efluenții de la instalațiile de prelucrare a laptelui sunt alcătuiți din ape uzate industriale poluate, ape menajere de la canalizare și ape uzate convențional curate. În fabricile de lapte, deșeurile industriale acide constau doar în spălarea și curățarea apei din recipientele de recepție sau de umplere a laptelui, camioane, curățarea rezervoarelor, curățarea pasteurizatoarelor și evaporatoarelor. Aceste ape conțin urme de lapte și uneori substanțe chimice utilizate pentru curățare și dezinfecție. Volumul de apă uzată industrială produsă într-o fabrică de prelucrare a laptelui se bazează pe tipul de produs lactat de prelucrat, capacitatea de procesare și reutilizarea apei. Apele uzate din unitățile de carne, pește și abatoare provin din sacrificarea animalelor, prelucrarea grăsimilor și prelucrarea pieilor. Aceste ape uzate prezintă un conținut foarte mare de materiale organice, cantități mari de azot și fosfor și o temperatură de 30-40°C. Deversarea apelor uzate la această temperatură favorizează un proces de descompunere aerob și foarte rapid, care consumă oxigenul. De asemenea, trebuie menționată posibilitatea transmiterii prin apă a agenților patogeni (*Salmonella*, *Mycobacterium*, etc.).

### **Metoda experimentală**

Cercetarea a fost făcută în 2015 și 2016. Probele de apă uzată au fost colectate de la o fabrică de prelucrare a laptelui și a cărnii. Apele uzate din fabricile de prelucrare a laptelui și a cărnii au fost caracterizate înainte și după epurare la uzina unității. Apa uzată netratată a fost prelevată după cernerea sau decantarea solidelor mai grosiere. Ecranele și rezervoarele de decantare primare sunt de obicei amplasate la intrarea în zonele de tratare a apelor uzate și este dificilă prelevarea probelor înainte de acest punct. Monitorizarea calității apelor uzate tratate a fost realizată pe baza probelor de apă uzată colectate de la punctul final de deversare în apele de suprafață. Toate probele au fost analizate în duplicat pentru consumul chimic de oxigen (CCO), consumul biochimic de oxigen (CBO<sub>5</sub>), suspensiile totale, pH, cloruri, azot total și fosfor total. Analizele s-au făcut conform metodelor prevăzute în G.D. 188/20026,7.

Consumul biochimic de oxigen a fost obținut prin determinarea conținutului de oxigen dizolvat în apă, după recoltare, și după 5 zile, iar diferența a fost CBO<sub>5</sub>; consumul chimic de oxigen a fost determinat prin metoda bicromatului de potasiu; suspensiile totale au fost determinate prin separarea lor prin filtrare sau centrifugare, în funcție de mărimea lor; pH-ul apei uzate - folosind un pH-metru; clorurile au fost analizate prin titrare cu azotat de argint folosind ca indicator cromat (metoda Mohr); azotul total a fost determinat prin metoda Kjeldahl iar fosforul total folosind metoda spectrometrică cu molibdat de amoniu.

Din punct de vedere statistic, datele au fost supuse analizei de varianță trifactorială (ANOVA) (P=0,05) iar pentru a determina diferențele statistice medii ale eșantioanelor a fost efectuat testul de comparații perechi Tukey (software Minitab, Minitab, Inc. Quality Plaza, 1829 Pine Hall). Road, State College, PA 16801 SUA).

### **Rezultate și discuții**

Rezultatele sunt prezentate sub formă de valoare medie ± abaterea standard. Semnificațiile statistice ale comparațiilor sunt relevate prin litere rezultate din testul ANOVA și din comparațiile multiple ale testului Tukey (P=0,05; N=3). Diferențele sunt semnificative statistic pentru valorile medii cu litere diferite pe coloane (tabelele 2.2.5 și 2.2.6.).

Tabel 2.2.5. Comparații ale valorilor medii ale parametrilor chimici ai apei reziduale pentru factorul de variație Tip\_Activitate

Unitatea monitorizată	CCO	CBO <sub>5</sub>	Suspensii totale	pH	Cloruri	N total	P total
Fabrica de carne	883.74 b ±823.23	436.73 b ±437.14	328.81 b ±330.15	7.46 b ±0.95	378.16 b ±136.55	1373.79 a ±2838.98	163.24 a ±184.59
Fabrica de lapte	5233.20 a ±5561.24	2482.10 a ±2630.13	2922.03 a ±3404.82	7.97 a ±0.86	512.83 a ±188.14	340.50 b ±474.60	78.70 b ±102.43

Notă: Datele sunt afișate ca medie ± abatere standard. Comparațiile în perechi între medii au fost făcute prin testul lui Tukey (P=0,05, N=3). Literele diferite pe coloane descriu diferențe semnificative statistic între valorile medii

Au fost evidențiate diferențe semnificative statistic între valorile parametrilor apei uzate monitorizate în fabricile de carne și lapte. Cele mai mari valori ale parametrilor CCO, CBO<sub>5</sub>, suspensii totale, pH, cloruri, au fost înregistrate de apele uzate din fabrica de lapte. Datorită compoziției în proteine, grăsimi, lactoză, apele uzate nu pot fi evacuate în canalizare înainte ca epurarea lor să fie efectuată, deoarece simpla evacuare contribuie la poluarea mediului înconjurător. Fabrica de carne a înregistrat valori semnificativ mai mari comparativ cu fabrica de lapte în ceea ce privește parametrii azot total și fosfor total. Parametrii chimici ai apei uzate colectate din cele două unități monitorizate au prezentat diferențe semnificative statistic în funcție de tipul de activitate și tratament (tabelul 2.2.5.; 2.2.6.).

Tabel 2.2.6. Comparații ale valorilor medii ale parametrilor chimici ai apei reziduale pentru factorul de variație Tratament

	CCO	CBO <sub>5</sub>	Suspensii totale	pH	Cloruri	N total	P total
Fabrica de carne* Apă reziduală netratată	1683.60 b ±179.99	863.40 b ±75.38	640.20 b ±133.50	7.97 b ±0.84	382.60 b ±173.48	2743.60 a ±3560.13	325.93 a ±117.73
Fabrică de carne* Apă reziduală tratată	83.88 c ±21.52	10.07 c ±7.21	17.42 c ±13.41	6.96 d ±0.78	373.71 b ±92.12	3.98 c ±2.98	0.55 c ± 0.27
Fabrica de lapte* Apă reziduală netratată	10251.20 a ±3178.42	4840.60 a ±1550.24	5803.67 a ±2493.92	8.34 a ±1.06	616.00 a ±218.53	663.00 b ±493.64	153.60 b ±98.50
Milk factory* Apă reziduală tratată	215.20 c ±60.67	123.60 c ±79.35	40.40 c ±7.58	7.59 c ±0.32	409.67 b ±52.50	18.00 c ±5.61	3.80 c ± 3.03

Notă: Datele sunt afișate ca medie ± abatere standard. Comparațiile în perechi între medii au fost făcute prin testul lui Tukey (P=0,05, N=3). Literele diferite pe coloane descriu diferențe semnificative statistic între valorile medii

Valorile medii ale parametrilor apei uzate din fabrica de lapte monitorizate înainte de tratarea la stația de epurare au prezentat diferențe semnificative statistic în

comparație cu parametrii de calitate ai apei uzate neepurate din fabrica de carne. Valori semnificativ statistic mai mari au fost înregistrate de CCO, CBO<sub>5</sub>, suspensii totale, pH și cloruri. În cazul apelor uzate monitorizate după epurare în stațiile de epurare nu s-au înregistrat diferențe semnificative statistic între cele două fabrici cu excepția pH-ului care a prezentat valori mai mari în probele de ape uzate colectate din fabrica de lapte. Valorile pH-ului și concentrației de cloruri s-au încadrat în normele maxime admise și nu au fost înregistrate depășiri. Probele din apele uzate evacuate din fabrica de carne s-au încadrat în ceea ce privește indicatorii de calitate ai apelor uzate evacuate în limitele maxime stabilite de Normativul 001/2005 pentru apele de suprafață. Probele de ape uzate evacuate din fabrica de lapte au înregistrat depășiri ale nivelurilor maxime admise conform Normativului 001/2005 la indicatorii de calitate CCO, CBO<sub>5</sub>, suspensii totale, azot total și fosfor total pe toată perioada de monitorizare (tabelul 2.2.6.). Valorile parametrilor de calitate ai apei uzate monitorizată înainte și după epurare în stațiile de epurare au variat semnificativ în funcție de factorul timp (tabelul 2.2.7.). Preocuparea pentru îmbunătățirea programelor de monitorizare a calității apei este un element cheie în relația dintre comunitate și nevoia de alimentare cu apă potabilă sigură. Eforturile de colaborare privind calitatea apei au un caracter global și se bazează pe acțiunile și măsurile întreprinse la nivel național, regional, continental și global.

Tabel 2.2.7. Comparații ale valorilor medii ale parametrilor chimici ai apei reziduale pentru factorul de variație Timp

Luna	CCO	CBO <sub>5</sub>	Suspensii totale	pH	Cloruri	N total	P total
1	2793.37 b ±3808.66	1614.97 b ±2319.12	1019.15 c ±1363.81	7.49 b ±0.87	356.67 c ±96.79	138.09 c ±148.67	142.40 ab ±193.40
2	2595.25 bc ±3558.35	1594.42 b ±2249.98	1769.96 b ±2747.65	7.55 b ±0.94	533.80 a ±203.93	192.86 c ±203.39	54.85 d ±66.30
3	2134.02 c ±2652.56	842.97 d ±956.04	1025.99 c ±1460.95	7.21 c ±0.84	292.50 d ±140.56	2757.83 a ±4129.27	158.42 a ±163.82
4	3837.71 a ±5816.13	1342.68 c ±1883.00	2604.27 a ±4347.69	8.06 a ±0.92	574.11 a ±139.49	556.10 b ±681.64	117.78 c ±125.87
5	3932.00 a ±6192.78	1902.05 a ±2975.89	1707.75 b ±2775.88	8.28 a ±0.79	470.40 b ±125.16	640.85 b ±763.52	131.41 bc ±189.28

Notă: Datele sunt afișate ca medie  $\pm$  abatere standard. Comparațiile în perechi între medii au fost făcute prin testul lui Tukey ( $P=0,05$ ,  $N=3$ ). Literele diferite pe coloane descriu diferențe semnificative statistic între valorile medii

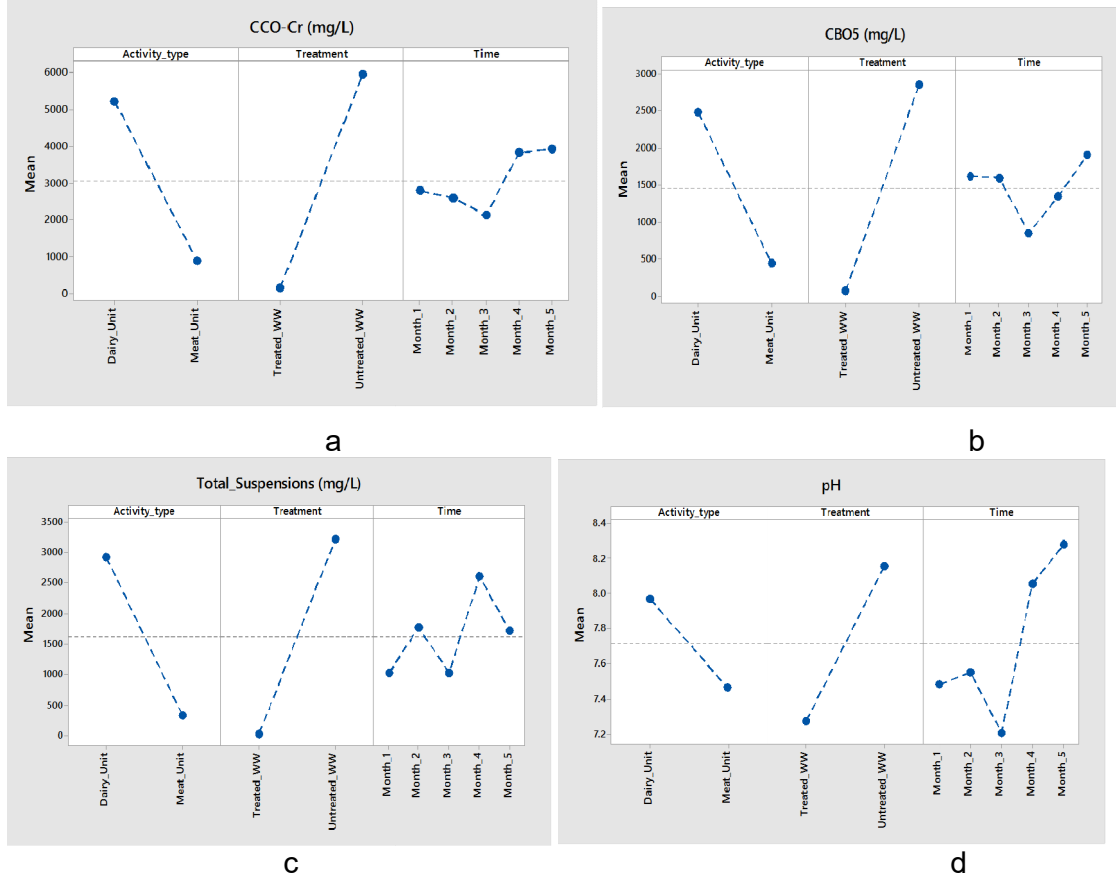
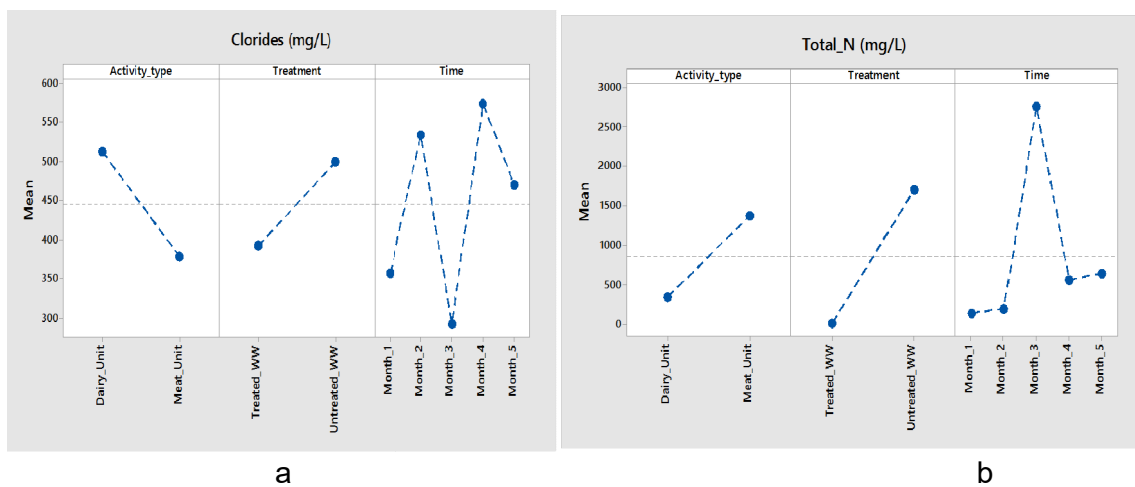


Fig.2.2.6. Compararea efectelor tipului de activitate, tratamentului și factorilor de timp asupra consumului chimic de oxigen (a), consumului biochimic de oxigen (b), suspensiilor totale (c) și pH-ului (d) apei uzate.



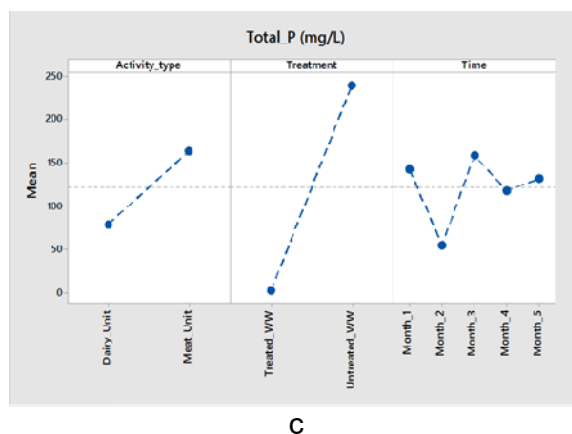


Fig. 2.2.7. Efectele tipului de activitate, tratamentului și factorului timp asupra concentrației de cloruri (a), azot total (b) și fosfor total (c) din apa uzată

În figurile 2.2.7.este prezentată analiza comparativă a efectelor tipului de activitate, tratamentului și factorului de timp asupra parametrilor apei uzate monitorizate. Factorul tratament are efect dominant în cazul variației parametrilor: conum chimic de oxigen, consum biochimic de oxigen, suspensii totale și fosfor total. Efectul dominant a fost dat de factorul timp și în ceea ce privește variația parametrilor pH, cloruri și azot total.

### Concluzii

Probele de ape uzată evacuate la fabrica de lapte au înregistrat depășiri ale nivelurilor maxime admise conform Normativului 001/2005 la indicatorii de calitate CCO, CBO<sub>5</sub>, suspensii totale, azot total și fosfor total pe toată perioada de monitorizare. Valorile pH-ului și concentrației de clorură s-au încadrat în normele maxime admise și nu au fost înregistrate depășiri. Probele de ape uzate evacuate de fabrica de carne s-au încadrat în ceea ce privește indicatorii de calitate ai apelor uzate evacuate în limitele maxime stabilite de Normativul 001/2005 pentru apele de suprafață. Cele mai mari valori ale parametrilor CCO, CBO<sub>5</sub>, suspensii totale, pH, cloruri, au fost înregistrate în cazul fabricii de lapte. Fabrica de carne a înregistrat valori semnificativ mai mari în comparație cu fabrica de lapte în ceea ce privește parametrii azot total și fosfor total. Valorile medii ale parametrilor de calitate ai apei uzate din fabrica de carne monitorizați înainte de tratarea în stația de epurare au prezentat diferențe semnificative statistic în comparație cu parametrii de calitate ai apei uzate neepurate din fabrica de lapte (valori mai mari au fost înregistrate pentru CCO, CBO<sub>5</sub>, suspensii totale, pH, azot total, fosfor total). Clorurile au valori semnificativ statistic mai mari pentru apele uzate neepurate din

fabrica de lapte. În cazul apelor uzate monitorizate după epurare în stațiile de epurare nu s-au înregistrat diferențe semnificative statistic între cele două stații cu excepția pH-ului care a prezentat valori mai mari în probele de ape uzate colectate din fabrica de lapte. Valorile parametrilor de calitate ai apei uzate monitorizate înainte și după epurare în stațiile de epurare au variat semnificativ în funcție de factorul timp. Factorul tratament a arătat efectul dominant în cazul variației valorilor parametrilor CCO, CBO<sub>5</sub>, suspensie totală și fosfor total. Efectul dominant a fost dat de factorul timp în ceea ce privește variația parametrilor pH, clorură și azot total.

### **2.3. Activitatea microbiologică în ecosistemele agricole și forestiere**

#### **2.3.1. Indicatori biologici pentru evaluarea îmbunătățirii calității solului într-un sol degradat din cauza proceselor de eroziune**

Eroziunea este una dintre principalele probleme de degradare a solului care diminuează activitatea biologică a solului și deci calitatea acestuia. Este nevoie ca fermierii să aibă cunoștințele necesare pentru controlul microflorei solului pentru a stimula activitatea biologică a solului cu scopul de a îmbunătăți și crește productivitatea culturilor în aceste soluri deteriorate. În același timp, există necesitatea reducerii utilizării îngrășămintelor sintetice care cresc emisiile globale de gaze cu efect de seră, în conformitate cu Agenda 2030 pentru Dezvoltare Durabilă.

Au fost prelevate probe de sol dintr-o zonă de câmpie (județul Bihor, România) afectată de procesele de eroziune de suprafață. În special, biomasa microbiană, activitatea dehidrogenazică (DHA) și prezența bacteriilor și fungilor au fost analizate în trei variante de sol (porumb, salcâm și teren necultivat cu terasare) și diferite zone în funcție de pantă (deasupra pantei, de la mijloc și dedesubt). Probele de sol au fost tratate prin două procedee de biostimulare (adăugarea unei suspensii microbiene și a unei bio-soluții de alge marine pe bază de alge *Macrocystis pyrifera*) pentru a-și îmbunătăți activitatea.

Diferențele statistice în DHA, numărul de bacterii și biomasa microbiană au fost determinate în funcție de utilizarea terenului și de zonele de unde au fost colectate probele de sol. Valori mai mari ale parametrilor biologici au fost înregistrate în partea mijlocie a versantului deoarece în această zonă sunt favorizate procesele de bioacumulare. Utilizarea suspensiilor microbiene nu a stimulat semnificativ DHA pentru solurile cu un potențial biologic scăzut. Această activitate a fost stimulată de adaosul de bio-soluție de alge marine în sol.

Utilizarea bio-soluției de alge marine poate fi o bună practică în solul erodat.



Studiul oferă indicații utile pentru o mai bună gestionare a fertilității solului, în conformitate cu obiectivele Agendei 2030 pentru Dezvoltare Durabilă.

### **Introducere**

Datorită importanței esențiale a solului, Adunarea Generală a Națiunilor Unite a declarat anul 2015 Anul Internațional al Solurilor, iar Uniunea Internațională a Pedologilor a proclamat perioada 2015-2024 Deceniul Internațional al Solurilor. Solul, care este în esență o resursă neregenerabilă, furnizează mai multe servicii ecosistemice [73] care depind de calitatea acestuia.

Degradarea solului, definită ca scăderea și pierderea funcțiilor solului, din cauza factorilor umani și naturali, a devenit din ce în ce mai gravă la nivel mondial în ultimele decenii și reprezintă o amenințare pentru producția agricolă și ecosistemele terestre. Acest aspect este un punct crucial în Organizația Națiunilor Unite, Agenda 2030 pentru Dezvoltare Durabilă (ONU, 2015). Printre cele 17 obiective de dezvoltare durabilă enumerate în Agenda 2030 a Națiunilor Unite care se concentrează pe informații pentru planificarea și monitorizarea dezvoltării socio-economice și a compartimentelor de mediu subiacente, obiectivele de dezvoltare durabilă (ODD) 2, 3, 6, 11, 13, 14 și 15 au ținte care iau în considerare directă resursele de sol și agricultura organică care poate fi o strategie cheie pentru atingerea ODD-urilor [74].

Eroziunea solului este una dintre problemele stringente în Europa care poate descrește substanțial calitatea solurilor [75]. Aceasta din urmă depinde de proprietățile fizice, chimice, biologice, microbiologice și biochimice, ultimele două fiind cele mai sensibile deoarece răspund rapid la schimbări. Un nivel ridicat al activității microbiologice este esențial pentru a menține calitatea solului. Din acest motiv, proprietățile biochimice legate de biociclurile elementelor (C, N, P și S) cum sunt biomasa microbiană, activitatea ei enzimatică, abundența bacteriilor și fungilor, sunt folosite pentru a diagnostica calitatea solului [76]. În solurile cu fertilitate scăzută este nevoie ca fermierii să stimuleze activitatea biologică a solului în vederea îmbunătățirii creșterii culturilor, producției, calității și fertilității solului. Metoda folosită pentru această îmbunătățire trebuie să fie în conformitate cu agricultura sustenabilă, având ca obiectiv final reducerea utilizării îngrășămintelor chimice și a pesticidelor care pot provoca o creștere remarcabilă a emisiilor globale de gaze cu efect de seră din sectorul agricol [77]. Una dintre aceste metode este aplicarea bacteriilor pe sol pentru a furniza nutrienți culturilor, pentru a stimula creșterea plantelor, a reduce activitatea agenților patogeni ai plantelor și pentru a îmbunătăți structura solului [78].

Acest studiu de caz a fost realizat într-o zonă din județul Bihor, România, afectată de eroziunea de suprafață. Eroziunea este un proces morfologic exogen care constă în desprinderea și transportul particulelor de sol și rocă de pe suprafața terenului sub acțiunea apei, a aerului sau a activităților umane care uneori se depun la distanțe mari de locul lor de origine. S-a estimat că din aproximativ 15 milioane ha de terenuri agricole din România, 6 milioane sunt situate pe pante mai abrupte de 5% și acestea sunt, ca atare, expuse eroziunii [79].

Scopul principal al studiului a fost de a evalua cea mai bună îmbunătățire biologică potențială a solului afectat de eroziune, atunci când se adaugă fie o suspensie de microorganisme din sol, fie un concentrat de alge marine (SWC, bazat pe alge brune *Macrocystis pyrifera*) [80].

Au fost studiate trei variante de cultură a solului: plantație de slacâm, cultură de grâu și sol necultivat terasat, solul de pe toate aceste suprafețe fiind afectat de eroziune.

Obiectivele specifice ale studiului au fost:

I) evaluarea biomasei microbiene a fiecărei variante de sol și determinarea activității sale specifice;

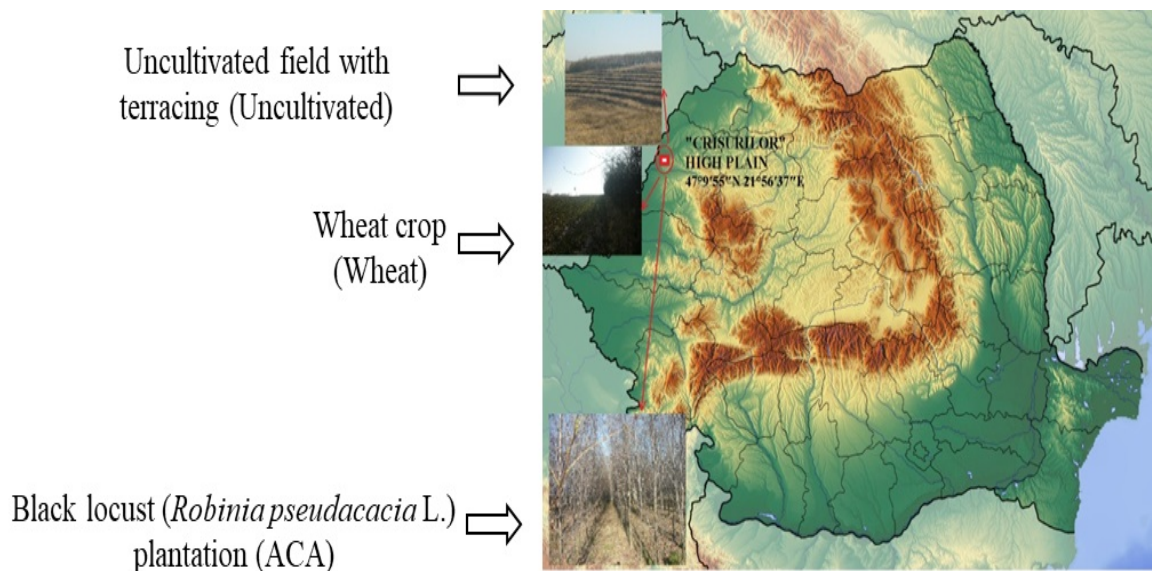
II) evaluarea celei mai optime îmbunătățiri biologice a variantei de sol cu cea mai scăzută activitate dehidrogenazică, atunci când se adaugă fie o suspensie de microorganisme din sol, fie SWC. În acest scop, a fost analizat un număr substanțial de analize microbiologice.

Acest studiu este un exemplu de agricultura sustenabilă cu scopul de a îmbunătăți activitatea solului și a reduce riscurile de degradare a solului, în conformitate cu Obiectivele ONU cuprinse în Agenda 2030 pentru Dezvoltare Durabilă.

### **Metoda studiului**

Cercetarea a fost efectuată în județul Bihor (partea de nord-vest a României). Aceasta are o mare variabilitate a condițiilor climatice și a cultivării solului. Conform Bazei Mondiale de Referință (WRB, <http://www.fao.org/docrep/003/Y1899E/Y1899E00.HTM>), Bihorul are 23 de tipuri de sol cu proprietăți fizice, chimice și biologice diferite care necesită cerințe pentru menținerea și creșterea fertilității lor. Cercetarea a fost efectuată în apropierea satului Biharia (Regiunea Transilvania) situată pe Platoul Crișurilor, o zonă care a apărut printre depozite și eroziune și care prezintă o pantă descendentă de la est la vest (Fig. 1, 47° 9' 55" N, 21° 56' 37" E). Clima este temperat continentală cu influențe oceanice, temperatura medie anuală fiind de 10.3 °C iar

precipitațiile medii anuale de 560 mm. Principalele tipuri de sol din zonele studiate sunt următoarele: în cazul solurilor agricole, luvisol haplic (29%), cernoziom (18%) și fluvisol (11%); pentru solurile forestiere: distric cambisol (35%), haplic luvisol (22%) și eutric cambisol (13%) [81]. Studiile au fost efectuate pe luvisolurile haplice. Au fost prelevate probe de sol din parcele de câmp cu o pantă de aproximativ 10% în direcția N-S situată în partea superioară a unui teren lucrat de 6 ha care are formă de pânlie orientată în aceeași direcție N-S. Utilizarea terenului este reprezentată de plantația de salcâm (*Robinia pseudacacia* L.) (ACA), cultură de grâu (GRÂU) și câmp necultivat cu terasare (UNC). Probe de sol au fost prelevate în octombrie 2016 pentru fiecare parcelă, de la o adâncime de 0–10 cm, în trei zone diferite: deasupra pantei (up), de la mijlocul pantei (middle) și sub pantă (down). În fiecare zonă diferită (deasupra pantei, la mijloc și sub panta celor trei parcele de câmp), două cercuri diferite cu o rază de 5 m au fost stabilite. Eșantioanele de sol (25 g) au fost prelevate în conformitate cu metoda clasică a pătratului care folosește cinci puncte de prelevare: unul în centrul pătratului și celelalte în cele 4 patru colțuri ale pătratului. Cele cinci probe de sol au fost amestecate în laborator rezultând 125 g de probă de sol pentru fiecare replicare. Valorile medii pentru fiecare parametru au fost calculate din două probe măsurate în duplicat (N = 4) pentru fiecare condiție.



Imag. 2.3.1. Localizarea parcelelor experimentale. Coordonatele suprafeței de la care au fost prelevate probele de sol sunt 47° 9' 55" N 21° 56' 37" E (Platoul Crișurilor).

### **Analizele fizico-chimice**

Metoda cilindrului metalic a fost folosită pentru a determina densitatea aparentă a solului [82]. Humusul a fost determinat cu ajutorul metodei Walkley-Black (Schumacher

2002) [83]. Umiditatea solului a fost determinată prin metoda gravimetrică ce constă în uscarea probelor de sol într-un vas cu abur la o temperatură de 105 °C (SLW 53 POL EKO) timp de 6 ore până când s-a obținut o greutate constantă. În final, pH-ul solului a fost determinat potențiomtric într-o suspensie apoasă 1:2,5, folosind un pH-metru portabil Crison (Crison Instruments, SA). Toți acești parametri au fost măsurați pentru fiecare variantă experimentală în parte (ACA, GRÂU și UNC) prin amestecarea probelor colectate în cele trei puncte (deasupra pantei, mijlocul pantei și dedesubtul pantei,) cu greutăți egale.

### ***Analizele microbiologice***

Înainte de analizele microbiologice (activitate dehidrogenază, biomasă microbiană, număr total de bacterii heterotrofe mezofile și fungi), probele de sol (10 g) au fost incubate timp de 5 zile la o temperatură de 37°C. În cazul probelor de sol care au prezentat cea mai scăzută activitate dehidrogenazică s-au aplicat două procese de stimulare a potențialului biologic al solurilor: adăugarea unei suspensii microbiene provenind din soluri mai fertile și/sau adaos de SWC [80].

#### *Numărul total de bacterii heterotrofe aerobe, fungi și activitatea biologică a solului*

Determinările microbiene au fost efectuate pe toate cele nouă variante experimentale (tipul de cultură: salcâm, grâu sau teren necultivat cu terasare; puncte de prelevare pentru fiecare tip de cultură: deasupra pantei, la mijloc și de sub pantă). Numărul total de bacterii heterotrofe aerobe mezofile și fungi a fost determinat în probe de sol supuse diluțiilor zecimale utilizând metoda numărării în plăci. Pentru bacteriile mezofile aerobe s-a folosit mediul de cultură Plate Count Agar (pH 7,5, 3 zile incubare la 37°C). Numărul total de ciuperci a fost determinat pe mediul de cultură Agar Sabouraud cu adaos de cloramfenicol (pH 5,4, incubare 4/5 zile la 25 °C). Toate plăcile Petri cu inoculate cu mediile de cultură au fost incubate într-un incubator de tip Memmert UNB 100. După perioada de incubare, numărul total al coloniilor de bacterii și fungi au fost numărate cu ajutorul numărătorului de colonii LKB2002 (POL-EKO Aparatura, Polonia). Valorile obținute au fost înmulțite cu factorul de diluție ( $10^6$  pentru bacteriile heterotrofe mezofile aerobe și  $10^5$  pentru fungi). Rezultatele s-au raportat ca număr total de unități formatoare de colonii (UFC) raportate la un gram de sol (UFC/g sol).

Activitatea actuală (ADA) și potențială dehidrogenazică (ADP) au fost determinate prin metoda Thalmann modificată de Alef [84]. Șase tuburi au fost pregătite pentru fiecare variantă de sol (nouă variante în total). Amestecul de reacție pentru ADA

a constat din 6 g de sol, 1 ml de soluție de clorură de 2,3,5-trifeniltetrazoliu (TTC) 3%, și 2 ml apă distilată. Pentru a măsura ADP s-a adăugat 1,5 ml de glucoză. Probele pentru ADA și ADP au fost incubate timp de 48 ore la 32 °C. După incubare, formazanul format (TPF) a fost extras cu metanol și citit cu spectrofotometru (UVmini-1240, Shimadzu) la 485 nm. Rezultatele s-au exprimat ca mg TPF/10 g sol uscat în 24 de ore.

### ***Biomasa microbiană și activitatea dehidrogenazică a suspensiei microbiene a solului***

Din cele nouă variante de sol, suspensiile microbiene au fost obținute prin suspendarea probelor de sol (10 ml din diluția  $10^{-4}$ ) în baloane Erlenmeyer care au conținut fiecare 100 ml de mediu lichid salin sintetic M9 (Sigma Aldrich). Suspensiile au fost menținute în laborator timp de 7 zile cu agitare continuă (120 rpm) și la temperatura camerei. După această perioadă, biomasele uscate și umede au fost determinate gravimetric prin uscare în etuvă în conformitate cu [85]. Biomasa umedă (Wet biomass) a fost determinată astfel: probele au fost agitate pentru omogenizare și un volum de 10 ml din cultura lichidă M9 unde microorganismele s-au îmbogățit s-a trecut într-un tub de centrifugă (în condiții sterile) s-a centrifugat (3000 rpm timp de 15-20 min), iar tuburile de biomasă umede au fost cântărite. Rezultatele au fost exprimate ca greutate celule umede g per 100 ml mediu (WCW g/100 ml mediu).

A fost de asemenea evaluată activitatea dehidrogenazică din fiecare suspensie microbiană din sol (BiomassDHD). Amestecul de reacție a constat din 10 ml suspensie, 5 ml soluție tampon fosfat și 1,5 ml soluție 3% de clorură de 2,3,5-trifeniltetrazoliu. Toate probele au fost incubate la 37°C timp de 24 de ore urmată de vaporizare timp de 5 minute la 121 °C. Probele au fost apoi extrase cu 5 ml de metanol, centrifugate timp de 10 min la 4000 rpm și citite la spectrofotometru la o lungime de undă de 485 nm. Rezultatele au fost exprimate sub formă de mg TPF/10 ml suspensie microbiană.

### ***Biostimularea activității solului***

Pentru a îmbunătăți activitatea probelor de sol cu cea mai scăzută activitate dehidrogenazică, procesele de biostimulare au fost efectuate utilizând suspensiile microbiene din sol sau concentrate de alge marine (SWC). Suspensiile microbiene din sol (obținute în modul descris anterior) care au avut cea mai intensă activitatea dehidrogenazică actuală dintre cele nouă variante de sol au fost amestecate (pentru a obține un amestec de biomasă microbiană) și adăugate ca atare sau împreună cu SWC la variantele de sol cu cea mai scăzută activitate de dehidrogenazică. SWC a fost

obținut prin suspendarea a 250 mg de alge marine în 1 l apă distilată. Compozițiile nutriționale SWC (exprimate /litru) au fost proteine 0,60–0,80%; aminoacizi 0,85–1,38%; cenușă 0,15–0,22%; material organic 0,80–1,20%; carbohidrați 1,50–3,50%; fibre 0,20–0,40%. Variantele cu diferite doze experimentale sunt raportate în Tabelul 2.3.1. Toate probele experimentale au fost incubate timp de 24 ore la 37°C, iar apoi activitatea dehidrogenazică a fost determinată în modul descris anterior.

### ***Analiza statistică a datelor***

Valorile medii ale parametrilor studiați (conținut de umiditate, pH, bacterii mezofile heterotrofe, fungi, activitate dehidrogenazică actuală, activitate dehidrogenazică potențială, biomasă uscată, biomasă umedă, activitatea dehidrogenază actuală a suspensiei microbiene din sol) au fost analizate statistic pe baza testului post-hoc Tukey din analiza variației trifactoriale ANOVA ( $P=0,05$ ) stabilindu-se semnificația statistică a diferențelor dintre valorile medii. Pentru a evalua posibilitatea grupării probelor s-au utilizat metoda multivariată de analiză a componentelor principale (PCA), analiza multivariată a varianței (MANOVA) și analiza clusterului ierarhic. Probele au fost analizate folosind analiza de varianță trifactorială (ANOVA) ( $n = 4$ ,  $P = 0,05$ ) pentru a determina semnificația statistică a diferențelor dintre valorile medii. S-au făcut comparații între valorile mediile a nouă grupuri create prin amestecarea probelor corespunzătoare celor 3 variante de cultivare a solului (salcâm, grâu și sol necultivat) cu probele de sol aferente zonelor de eșantionare (sus, mijloc și partea de jos versantului). Rezultatele ANOVA au fost generate folosind Graph Pad Prism versiunea software 5.5 (Graph Pad Software, San Diego, CA, [www.graphpad.com](http://www.graphpad.com)).

Tabel 2.3.1. Condiții experimentale pentru biostimularea solului prin adăugarea de biomasă microbiană și concentrat de alge marine (SWC)

<b>Variante experimentale</b>	<b>Condiții experimentale</b>
<b>1A</b>	10 g soil + 2.5 ml water(control sample)
<b>1B</b>	10 g soil + 2.5 ml water + 1.5 ml microbial suspension
<b>2A</b>	10 g soil + algae 1 ml (0.021% conc.)
<b>2B</b>	10 g soil + algae 1 ml (0.042% conc.)
<b>3A</b>	10 g soil + algae 1 ml (0.021% conc.) + 1.5 ml microbial suspension
<b>3B</b>	10 g soil + algae 1 ml (0.042% conc.) + 1.5 ml microbial suspension
<b>4A</b>	10 g soil(control sample)
<b>4B</b>	10 g soil + 4 mg algae
<b>4C</b>	10 g soil + 8 mg algae

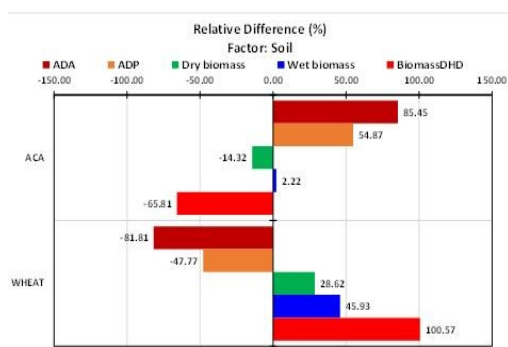
## Rezultate

### ***Parametrii fizico-chimici și analizele microbiologice ale solului și ale suspensiilor microbiene din sol***

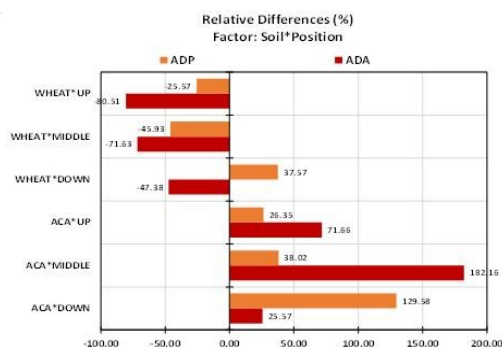
Rezultatele privind densitatea solului și conținutul de humus, umiditatea solului, pH-ul, numărul total de bacterii aerobe (AMH) și numărul total de fungi în cele trei variante de utilizare ale terenului sunt prezentate în tabelul 2.3.2. În acest tabel, toate rezultatele sunt raportate ca medie a trei puncte de eșantionare (deasupra pantei, la mijloc și sub pantă) pentru fiecare utilizare a terenului.

Activitatea actuală și potențială a dehidrogenazei (ADA și ADP a celor variante de sol în funcție de cultură, împreună cu valorile biomasei uscată și umedă și cu valorile activității dehidrogenazice a biomasei corespunzătoare suspensiilor microbiene din sol sunt prezentate în tabelul 2.3.3. În tabelul 2.3.4., sunt prezentate valorile medii pentru cele 3 puncte de eșantionare de-a lungul pantei.

Pentru toți parametrii, diferențele semnificative (testul Tukey post-hoc din analiza varianței ANOVA cu trei factori) sunt evidențiate cu litere diferite în Tabelele 2.3.1–2.3.4. Figura 2.3.1. arată diferențele relative dintre valorile medii ale parametrilor. Nu au fost observate diferențe semnificative pentru valorile pH-ului și pentru numărul total de fungi dar au fost determinate în cazul numărului total de bacterii heterotrofe aerobe la compararea solurilor cultivate cu salcâm (valori mai mari) și a solului necultivat cu varianta de sol cultivată cu grâu (Tabelul 2.3.2.). Diferențe semnificative au fost identificate și între cele trei variante de cultivare a terenului (salcâm, cultura de grâu și teren necultivat) dar și între cele trei zone de recoltare (sus, mijloc și partea de jos a pantei) (Tabelele 2.3.2., 2.3.4., și 2.3.4.).



a



b

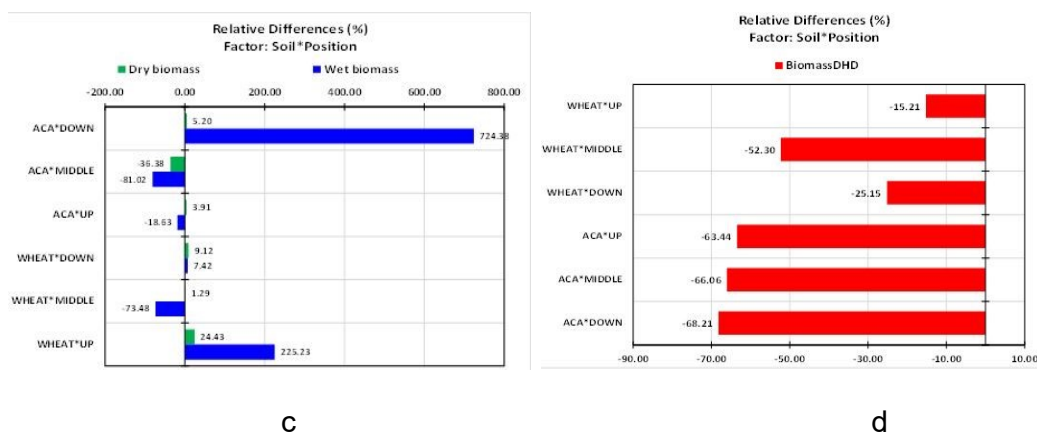


Fig.2.3.1. **a.** Diferențele relative (%) ale parametrilor solului (activitatea dehidrogenazică actuală, ADA; activitate dehidrogenazică potențială, ADP; biomasa uscată; biomasa umedă; activitatea dehidrogenazică a biomasei (biomasa DHD) între solurile cultivate cu salcâm (ACA) și teren necultivat. **b.** Diferențele relative (%) între dehidrogenaze (ADP: activitatea potențială a dehidrogenazei; ADA: activitatea dehidrogenazică actuală) a diferitelor tipuri de sol și a probelor prelevate din cele 3 puncte ale pantei. **c.** Diferențele relative (%) între biomasa uscată și cea umedă a diferitelor tipuri de sol și a probelor prelevate din cele 3 puncte ale pantei. **d.** Diferențele relative (%) între activitatea dehidrogenazică a biomasei diferitelor tipuri de sol și a probelor prelevate din cele 3 puncte ale pantei.

În ceea ce privește utilizarea terenului și punctele de-a lungul pantei de unde au fost prelevate probele de sol (Fig. 2.3.2.), următorii parametri au variat semnificativ: activitatea dehidrogenazică actuală, activitatea dehidrogenazică potențială, biomas uscată (DB), biomasa umedă (WB) și activitatea dehidrogenazică a biomasei (BDHD).

Activitățile dehidrogenazei actuale și potențiale a probelor de sol au fost semnificativ mai mari în solul cultivat cu salcâm (85,5% respectiv 54,9%) decât cele înregistrate pentru terenul necultivat, în timp ce pentru solul cultivat cu grâu, valorile au fost semnificativ mai mici (81,8%, respectiv 47,8%). Humusul, al cărui conținut a fost mai mare (3,12%), asigură necesarul de materie organică pentru susținerea biomasei microbiene și a activității enzimatică a solului în varianta de sol cultivat cu salcâm (Tabelele 2.3.2. și 2.3.3.; Fig. 2.3.1.).

În ceea ce privește suspensiile din sol, evaluarea metabolismului microbial (biomasă umedă și uscată) (tabelele 2.3.2., 2.3.3., 2.3.4.; Fig. 2.3.1.) a evidențiat faptul că aceste valori au fost semnificativ mai mari în solul cultivat cu grâu decât în celelalte variante, cele mai mici valori înregistrându-se în solul cultivat cu salcâm (ACA).

În continuarea ceretărilor a fost efectuată o comparație diferită a profilurilor probelor de sol (valorile parametrilor ca o serie ordinală). Analiza PCA a luat în considerare matricea de corelație a parametrilor și opțiunea de calcul între grupurile de



eșantion (Fig. 2.3.3.). Rezultatele statistice au sugerat să se păstreze doar primele trei componente principale, deoarece valorile lor proprii sunt aproape de unitate și prezintă un total de 87,3% de varianță explicată. Componentele principale statistice rezultatele de la analiza PCA au fost 1–2,60649 valori proprii, 52,13% varianță; 2–1,03964 valoare proprie, varianță 20,793%; 3–0,717924 valoare proprie, varianță 14,358%; 4–0,533618 valoare proprie, 10,672% varianță; și 5–0,102321 valoare proprie, 2,0464% variație. Biplotul PCA (Fig. 2.3.3.) combină scorurile probelor de sol și încărcările parametrilor (marcate prin vectori cu originea ca punct de plecare). Distribuția geometrică a vectorului parametru arată că trei grupuri de parametri pot fi considerat. Primul grup poate fi considerat biomasa DHD; al doilea biomasa uscată și biomasa umedă, în timp ce al treilea combină parametrii ADA și ADP. Parametrii din aceste grupuri sunt foarte corelați între grupuri (de exemplu, unghiul dintre vectorii lor este mic). În plus, punctele finale ale vectorilor indică direcția cu cea mai mare abundență a parametrului. Probele de sol aferente variantelor: cultura de grâu la mijlocul pantei, varianta necultivată-partea de jos a pantei și cultura de grâu-partea de jos a pantei, au prezentat cea mai mare abundență a biomasei DHD. În plus, aceste probe de sol au avut cea mai mică abundență din cel de-al treilea grup de parametri (ADA și ADP).

Un comportament opus s-a evidențiat în cazul probelor de sol cultivate cu salcâm-mijlocul pantei, partea de sus a pantei precum și în partea de jos. Acestea au înregistrat cele mai mari valori ale parametrilor ADA și ADP. Cele mai mari valori ale biomasei umede și biomasei au fost determinate în probele cultivate cu grâu-partea de sus a pantei și în probele de sol necultivat-partea de mijloc a pantei. Proba de sol necultivată (partea de sus a pantei) a fost situată în apropierea punctului de origine, astfel că a înregistrat cele mai mici valori ale parametrilor studiați.

Valorile  $p$  din testul MANOVA validează două clustere duble: salcâm-sus cu salcâm-mijloc și grâu-jos cu necultivat-jos precum și clustere individuale formate din fiecare dintre mostrele de sol rămase. Aceste rezultate sunt validate și prin metoda HCA (algoritmul Ward).

Dendrograma din Fig. 2.3.4. reprezintă grafic distanțele dintre probele de sol, pe baza acelorași date de intrare similare metodei MANOVA utilizată. Clusterul care include probele de sol din variantele salcâm-mijlocul pantei și salcâm-partea de sus a pantei este parțial împărțit (două mostre salcâm -sus sunt separate de restul) dar fără a se suprapune cu alte clustere. Acest fapt validează clusterelor prescrise de MANOVA la un nivel de 95% semnificație statistică.

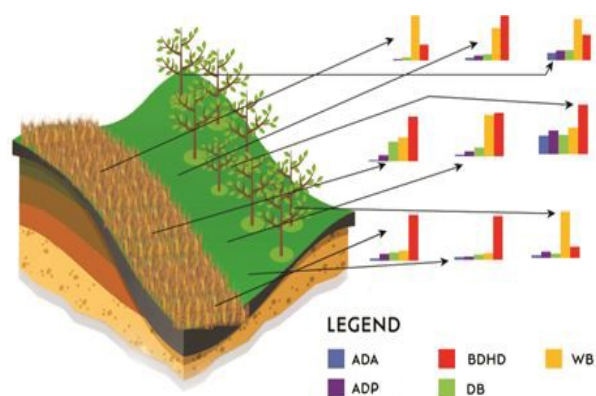


Fig. 2.3.2. Reprezentarea grafică a indicatorilor biologici, pe baza utilizării terenului (plantație de salcâm, cultură de grâu sau teren necultivat cu terasare) și punctele de prelevare (deasupra pantei, de la mijloc și partea de jos a pantei). ADA: activitatea actuală a dehidrogenazei; ADP: activitatea potențială a dehidrogenazei; BDHD: activitatea dehidrogenazică a biomasei; DB: biomasă uscată; WB: biomasă umedă

Tabel 2.3.2. Valorile umidității, pH-ului, numărului total de bacterii aerobe mezofile (AMH) și numărului total de funghi

Sol	Conținut de umiditate (%)	pH	AMH UFC/g sol	Funghi UFC/g sol
ACA				
(salcâm)	28.64±1.49a	6.55±0.18a	3.33*10 <sup>8</sup> ±1.15*10 <sup>8</sup> a	2.27*10 <sup>8</sup> ±7.12*10 <sup>7</sup> a
UNC				
(necultivat)	28.11±1.24a	6.49±0.18a	20*10 <sup>8</sup> ±10*10 <sup>8</sup> b	2.18*10 <sup>8</sup> ±7.1*10 <sup>7</sup> a
WHEAT				
(grâu)	19.08±1.25b	6.72±0.42a	3.33*10 <sup>8</sup> ±1.15*10 <sup>8</sup> a	1.67*10 <sup>8</sup> ±3.3*10 <sup>7</sup> a

\* Datele sunt exprimate ca medie±abatere standard a trei puncte de prelevare (deasupra versantului, de la mijlocul și dedesubtul pantei) pentru fiecare utilizare a terenului (ACA, plantație de salcâm; grâu; câmp necultivat cu terasare). Valorile medii au fost calculate din două probe măsurate în duplicat (N=4) pentru fiecare variantă. Comparatiile în perechi între medii au fost făcute prin testul Tukey (P=0,05). Aceste rezultate au fost analizate prin metoda ANOVA trifactorială iar diferențele statistice (P=0,05) au fost evidențiate cu litere diferite.

Tabel 2.3.3. Valorile activității dehidrogenazei (ADA: activitatea dehidrogenazei actuale; ADP: activitatea dehidrogenazei potențiale) ale diferitelor tipuri de sol

Factor: Sol/Punct de prelevare	ADA mg TPF/10 g sol uscat	ADP mg TPF/10 g sol uscat	Biomasă uscată WCW g/100 ml mediu	Biomasă umedă WCW g/100 ml mediu	Activitatea dehidrogenazică a biomasei suspensiei microbiene mg TPF/10 ml susp. microbiană
salcâm-jos	1.79±0.03bc	3.83 ±0.10ab	2.71±0.23de	26.38±2.12b	6.59±0.26f
salcâm-mijloc	3.09±0.92a	3.98 ±0.09a	3.22±0.14cd	4.46±0.15d	8.33±0.18ef
salcâm-sus	2.54±0.27ab	3.37 ±0.49 b	3.49±0.16c	13.93±2.13c	8.63±0.18 e
necultivat-jos	1.43±0.11cd	1.67±0.04f	2.58±0.38e	3.20±0.32d	20.72±0.87b
necultivat-mijloc	1.09±0.24cde	2.88±0.309c	5.06±0.14a	23.48±1.84b	24.55±1.54a
necultivat-sus	1.48±0.14cd	2.67±0.05cd	3.36±0.23c	17.11±1.29c	23.62±0.39a
grâu-jos	0.75±0.01e	2.30±0.01ef	2.81±0.26b	3.44±0.19a	15.51±0.95b
grâu-mijloc	0.31±0.01 e	1.56±0.05f	5.12±0.19a	6.23±0.17d	11.71±0.21d
grâu-sus	0.29±0.13 de	1.99±0.04de	4.18±0.16de	55.66±3.48d	20.02±1.48 c

\* Toate datele sunt exprimate ca valoare medie ± abatere standard, calculată din două eșantioane măsurate în duplicat (N=4) pentru fiecare condiție. Comparațiile în perechi între medii au fost făcute prin testul Tukey (P=0,05). Literele diferite descriu diferențe semnificative statistic. Utilizarea terenului: salcâm; teren necultivat cu terasare; sol cultivat cu grau. Puncte de prelevare: deasupra pantei (sus), de la mijloc (mijloc) și dedesubtul pantei (jos).

Tabel 2.3.4. Rezultatele activității dehidrogenazice (activitatea dehidrogenazică actuală; ADP: activitatea dehidrogenazică potențială) în cazul diferitelor tipuri de utilizare a terenului (plantație de salcâm; teren necultivat cu terasare; sol cultivat cu grâu).

Sol	ADA mg TPF/10 g sol uscat	ADP mg TPF/10 g sol uscat	Biomasa uscată WCW g/100 ml mediu	Biomasa umedă WCW g/100 ml mediu	Activitatea dehidrogenazică a biomasei mg TPF/10 ml susp. microbiană
salcâm	2.47 ± 0.749 a	3.73± 0.38a	3.14± 0.38c	14.92± 9.51 b	7.85± 0.96 c
necultivat	1.33 ± 0.237 b	2.41± 0.58b	3.67± 1.11b	14.60± 8.92 b	22.96± 1.95 a
grâu	0.45 ± 0.234 c	1.95 ± 0.32c	4.04 ± 1.01a	21.77± 25.12 a	15.75± 3.67 b

\* Biomasa uscată, biomasa umedă și activitatea dehidrogenazei biomasei (Biomass DHD) au fost măsurate în suspensia microbiană corespunzătoare din sol. Datele pentru fiecare utilizare a terenului sunt exprimate ca medie±abatere standard a trei puncte de eșantionare (deasupra pantei, de la mijloc și dedesubtul pantei). Media a fost calculată din două probe măsurate în duplicat (N=4) pentru fiecare condiție. Comparațiile în perechi între medii au fost făcute prin testul Tukey (P=0,05). Litere diferite descriu diferențe semnificative statistic între valorile medii.

Tabel 2.3.5. Rezultatele activității dehidrogenazice (activitatea dehidrogenazică actuală; ADP: activitatea dehidrogenazică potențială), biomasa uscată, biomasa umedă, măsurată în diferite puncte de colectare (deasupra pantei, SUS, mijlocul pantei- MIDDLE și sub pantă, JOS).

Factor: Position	ADA mg TPF/10 g sol uscat	ADP mg TPF/10 g sol uscat	Biomasă uscată WCW g/100 ml mediu	Biomasă umedă WCW g/100 ml mediu	Activitatea dehidrogenazică a biomasei mg TPF/10 ml susp. microbiană
SUS	1.17±0.67a	2.50±0.10a	3.16±0.80b	28.41±22.59b	15.78±6.85a
MIJLOC	1.50±1.32ab	2.81±1.05a	4.47±0.93a	11.39±9.01b	14.86±7.34b
JOS	1.59±0.78b	2.78±0.53b	3.22±0.37b	11.49±6.24a	15.92±6.42a

\* Activitatea biomasei dehidrogenazei (Biomass DHD) a fost măsurată în suspensia microbiană corespunzătoare din sol. Datele pentru cele trei puncte de prelevare (deasupra versantului, din mijlocul și dedesubtul pantei) sunt raportate ca medii abateri standard a valorilor înregistrate la cele trei tipuri de utilizare a terenului (plantație de salcâm, sol cultivat cu grâu, câmp necultivat cu terasare). Mediile au fost calculate din două probe măsurate în duplicat (N=4). Comparările în perechi între medii au fost făcute prin testul Tukey (P=0,05). Litere diferite descriu diferențe semnificative statistic între valorile medii.

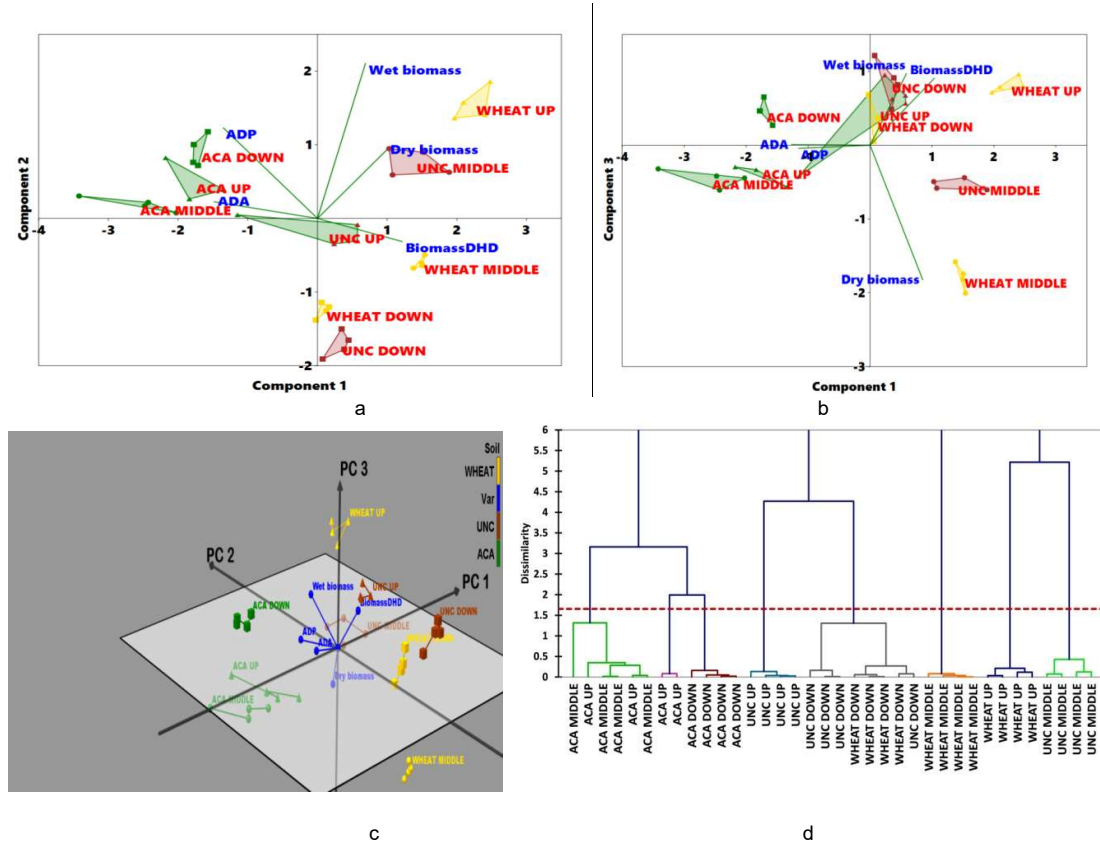


Fig. 2.3.3. a. Axa PCA biplot componenta 1 și componenta 2 cu scoruri de probe și încărcări de parametri (afișate ca vectori). Utilizarea terenului: plantație de salcâm; cultură de grâu; câmp necultivat cu terasare. Puncte de prelevare: deasupra pantei (sus), de la mijloc (la mijloc) și sub pantă (jos). B. Axa PCA biplot componenta 1 și componenta 3 cu scorurile eșantioanelor și încărcările parametrilor (afișate ca vectori). Utilizarea terenului: plantație de salcâm; cultură de grâu; teren necultivat cu terasare. Puncte de prelevare: panta (sus), de la mijloc (mijloc) și sub pantă (jos). c. Biplot PCA (reprezentare 3D). Utilizarea terenului: plantație de salcâm (verde); cultură de grâu (galben); câmp necultivat cu terasare

(roșu). Puncte de prelevare: deasupra pantei (sus), de la mijloc (mijloc) și sub pantă (jos). ADA: activitatea dehidrogenazică actuală; ADP: activitatea dehidrogenazică potențială; BDHD: activitatea dehidrogenazei biomasei; DB: biomasă uscată; WB: biomasă umedă. Dendrogramă care prezintă analiza ierarhică a clusterelor (HCA) efectuată pe probe diferite. Utilizarea terenului: plantație de salcâm; cultură de grâu; teren necultivat cu terasare. Puncte de prelevare: deasupra pantei (SUS), din mijloc (mijloc) și sub pantă (în jos)

Deoarece solul cultivat cu grâu a avut cele mai scăzute valori ale activității dehidrogenazice actuală și potențială au fost aplicate procesele de biostimulare folosind suspensia microbiană sau concentratul de alge marine pe bază de *Macrocystis pyrifera*, apoi a fost analizată din nou activitatea dehidrogenazei în acest sol. Rezultatele sunt prezentate în secțiunea de biostimulare a solului.

### ***Biostimularea solului***

Suspensiile microbiene care au avut cea mai mare activitate dehidrogenazică au fost solul cultivat cu grâu (partea superioară a pantei: grâu-SUS), teren necultivat (partea superioară a pantei: necultivat-SUS) și câmp necultivat (partea inferioară a pantei: necultivat-jos). Aceste suspensii au fost folosite pentru pregătirea amestecului de suspensie microbiană adăugată solului.

Cea mai slabă activitate dehidrogenazică a fost înregistrată pentru solul de pe câmpurile erodate cultivate cu grâu (Tabelele 2.3.1.-2.3.3). Suspensiile microbiene sau SWC au fost adăugate la acest sol (10 g, trei replici) în diferite concentrații (Tabelul 2.3.1) pentru a-i îmbunătăți activitatea. Condiția 4C (8 mg alge) a fost statistic mai mare decât celelalte condiții experimentale.

### ***Discuții***

Microorganismele din sol sunt responsabile pentru reciclarea materiei organice și anorganice și joacă un rol important în dinamica de regenerare a solului. Toate procesele solului sunt influențate și controlate de compoziția comunității microbiene [86,87,88], iar aceasta din urmă este influențată de diferiți factori abiotici cum ar fi temperatura solului și umiditatea solului [89,90,91,92]. Acești gradienti sunt factorii primari care controlează structura și proprietățile comunităților microbiene care locuiesc în profilul solului [93,94]. Analiza activității microbiene a solului este necesară pentru identificarea și cuantificarea indicatorilor biologici și ecologici de calitate ai solului. În acest context, conceptul principal nu este reprezentat de clasificarea solurilor pentru studiul microorganismelor, ci de necesitatea fermierilor de a avea cunoștințele necesare

controlului microflorei solului în vederea stimulării activității biologice a solului în cadrul unei agriculturi în linie cu obiectivele de dezvoltare durabilă (ODD) enumerate în Agenda 2030 a Națiunilor Unite.

Bacteriile specifice au fost aplicate în sol pentru mulți ani cu ajutorul unui număr mare de practici agricole [95]. Avantajele acestei metode sunt furnizarea de nutrienți culturilor [78], stimularea creșterii plantelor, scăderea activității agenților patogeni ai plantelor și îmbunătățirea structurii solului. Deși au fost folosite încă din cele mai vechi timpuri, alge marine proaspete ca sursă de materie organică și îngrășământ în agricultură efectele biostimulante au fost înregistrate doar recent. Acest lucru determină promptitudinea utilizării comerciale de extracte de alge marine și compuși purificați, care includ polizaharide laminarină, algi-nați și caragenoni precum și produsele lor de descompunere. Alți constituenți care contribuie la promovarea creșterii plantelor includ micro- și macronutrienți, steroli, compuși care conțin N, cum ar fi betaine și hormoni [96,97]. Comportamentul comunității microbiene naturale din sol este afectat de factori fizico-chimici și biologici studiindu-se și dependența proprietăților microbiologice ale solurilor agricole de acești factorii [98,99]. De altfel, există mai multe metode de studiere a microorganismelor și a activităților acestora la nivel de microhabitat [100]. Dehidrogenazele, care sunt importante pentru descompunerea materiei organice din sol și dinamica N și care sunt cele mai utilizate pentru evaluarea activității metabolice a solului sunt un bun indicator al activității microbiene deoarece sunt corelate cu celula microbiană parentală [75,92,101-106].

În acest studiu, umiditatea solului a avut un efect major atât asupra activității microbiene din sol, precum și asupra structurii comunităților microbiene. În solurile cu un nivel scăzut de umiditate disponibil pentru microorganisme, activitățile microbiene și intracelulare ale enzimelor sunt reduse prin reducerea hidratării și scăderea potențialului de apă intracelular [107,108,109]. Perioadele în care umiditatea solului este scăzută vor conduce la înfometarea biomasei microbiene. Datele obținute prin cercetarea noastră au confirmat acest fapt.

Dehidrogenazele au un rol important în rândul enzimelor prezente în sol, așa cum sunt prezente în toate organismele vii. Ca atare, sunt considerați indicatori importanți ai activității microbiologice generale a solului [110]. În plus, ele joacă un rol crucial în oxidarea materiei organice a solului prin transferul hidrogenului de la substratul organic la acceptantul anorganic [111]. Potrivit lui Salazar et al. (2011), acestea au un rol important în ciclul carbonului [112]. Pe lângă oxigen, dehidrogenazele active pot folosi alți compuși ca acceptori de electron terminal. Acest fapt explică de ce

microorganismele anaerobe produc cele mai multe dehidrogenaze [113]. Intensitatea activității dehidrogenazei este un indicator valid al capacității metabolice a solului, care crește odată cu biomasa microbiană. În studiul nostru, când s-au comparat activitatea dehidrogenazei și valorile biomasei microbiene pe baza utilizării terenului și a punctelor de recoltare de pe pantă, s-a observat o dinamică a distribuției valorilor la suprafață. Acest aspect a fost generat atât neregularitatea pantei (cu o depresiune foarte mică în zona din mijloc), precum și prin gradul diferit de încărcare a terenului cu materie organică. Ca atare, în partea de mijloc a pantei, indiferent de tipul de cultură, valori mai mari au fost înregistrate pentru parametrii biologici deoarece această zonă favorizează procesele de bioacumulare. Acest lucru sugerează că modificările minore ale condițiilor de mediu pot influența distribuția microbiană, abundența și activitatea. Mai mulți autori au arătat o corelație pozitivă între activitatea dehidrogenazei solului și conținutul de materie organică [114,115]. Mai mult, a fost observată o corelație pozitivă între materia organică din sol, activitatea dehidrogenazei și prezența  $\text{CaCO}_3$ , sugerând că un conținut mai mare de humus contribuie la formarea carbonatului de calciu pedogenic. Diferențele dintre valorile înregistrate la biomasa microbiană și activitatea dehidrogenazică în condiții de laborator pentru o cultură pe mediu sintetic sunt cauzate de diferitele structuri ale populației de microorganisme, întrucât unele au o activitate mai mare pentru mediul de cultură utilizat.

Pentru solurile erodate în pantă, componenta organică se acumulează pe fundul pantei, îmbunătățind nutriția microorganismelor. Datele prezentate în tabelul 3 confirmă acest fenomen deoarece valorile activității dehidrogenazelor au fost semnificativ mai mari în partea de jos a pantei.

Scopul comparației multivariate a fost de a determina care probe de sol au avut cele mai bune proprietăți ecologice. Aceasta a constat dintr-o secvență de metode multivariate alcătuită din mai mulți algoritmi: analiza componentelor principale (PCA), analiza multivariată a varianței (MANOVA,  $P=0,05$ ) și analiza ierarhică cluster (HCA) (Fig. 2.3.4). PCA și HCA sunt metode de ordonare care nu oferă statistici semnificative cu care se validează rezultatele. Pentru a atenua această problemă, a fost utilizată metoda MANOVA ( $P=0,05$ ). Metoda MANOVA a folosit primele trei coordonate principale ale fiecărei probe de sol ca date de intrare. Analiza multivariată poate sublinia proprietățile biologice optime iar datele obținute confirmă că solul cultivat cu salcâm a prezentat cea mai intensă activitate dehidrogenazică. Preparatului pe bază de alge marine pentru a îmbunătăți fertilitatea solului este o practică tradițională în multe regiuni de coastă, utilizând o resursă ieftină, abundentă și bogată în nutrienți [80]. Fiind o

practică care reutilizează materialele reziduale, diversifică inputurile și se bazează pe resursele de coastă, amendamentele cu alge marine pot fi un mijloc eficient și ieftin de consolidare și sprijinire a agriculturii în agroecosisteme. Biomasa algală poate fi un amendament util pentru producția de culturi și îmbunătățirea calității solului datorită furnizării de nutrienți pentru plante (de exemplu, N, P, K, Ca) și promovarea activității microbiene [116]. În acest studiu, am identificat diferențe semnificative statistic între proba control (sol 1a, doar apă adăugată), solul tratat cu suspensie microbiană (1b) și solul în care s-a adăugat soluție cu alge *Macrocystis pyrifera* (4c). Suspensia microbiană nu a stimulat semnificativ activitatea dehidrogenazică a solului acolo unde a existat o lipsă de aport de nutrienți din cauza solului de control cu apă (1a) care a prezentat o valoare semnificativ mai mare a activității dehidrogenazice în comparație cu varianta de sol cu adaos de suspensie microbiană. Varianta de sol cu 8 mg alge *Macrocystis pyrifera* (4c) a prezentat cea mai mare valoare a activității dehidrogenazice în comparație cu celelalte variante experimentale. Rezultatele obținute sunt în concordanță cu faptul că algele marine au un efect pozitiv asupra solurilor și asupra plantelor, așa cum au raportat diferiți autori [80,96,97,116]. De exemplu, efectele pozitive privind microflora solului sunt descrise odată cu promovarea bacteriilor care favorizează creșterea plantelor și a antagoniștilor patogeni în soluri. *Macrocystis pyrifera* este importantă în agricultură și horticultură sub formă de gunoi de grajd și îngrășământ organic, care duce la o creștere a activității dehidrogenazice a solului [117]. Acest lucru rezultă din faptul că algele marine, în special algele brune (*Macrocystis pyrifera*), conțin metaboliți secundari bioactivi și vitamine care măresc procesul de creștere a plantelor [97,118,119,120]. În plus, sunt bogate în compuși fenolici care protejează celulele și componentele celulare [121,122]. Rolul important al compușilor fenolici este centrat în jurul activității lor antioxidante [123].

### **Concluzii**

În studiul prezentat mai sus, am aplicat o metodă de îmbunătățire a activității unui sol degradat de procesele de eroziune. Această metodă, care este în conformitate cu practica agriculturii durabile și unele dintre obiectivele din Agenda ONU 2030, ar putea fi aplicată cu ușurință de către fermieri. În special, concentratul de alge marine, pe bază de alge *Macrocystis pyrifera* a stimulat potențialul dehidrogenazic al variantelor experimentale de sol. Utilizarea activității microbiene în scopul monitorizării sau evaluării solurilor constituie o abordare eficientă datorită faptului că modificările rezultate din microflora solului reflectă modificări ale calității factorilor de mediu. Având



În vedere faptul că modificarea activității enzimatică a microorganismelor solului a este mai evidentă decât alți parametri, acest indicator poate oferi date interesante privind procesele de degradare a solului pe o perioadă relativ scurtă de timp. Mai mult de atât, ca resursă naturală și biofertilizant, algele marine nu sunt numai inofensive pentru mediu, ci și bogate în diverși nutrienți benefici plantelor și, în consecință, reprezintă o alternativă sustenabilă la îngrășămintele chimice. Acest studiu oferă indicații utile pentru o mai bună gestionare a fertilității solului.

### ***2.3.2. Indicatorii enzimatici ai calității solului și conținutul de nutrienți în solurile forestiere din România***

În cadrul acestui studiu am analizat activitatea proprietăților enzimatică și fizico-chimice din probele de sol forestier recoltate din 12 parcele din România care aparțin rețelei Europene de monitorizare de nivel II. Datele obținute oferă informații importante despre calitatea solurilor forestiere exprimată prin indicele enzimatic al calității solului. Acest lucru a fost realizat determinând activitatea a patru tipuri de activități enzimatică. Pentru determinarea activităților enzimelor din sol (dehidrogenaza actuală, dehidrogenaza potențială, catalaza și ureaza) au fost utilizate metode spectrofotometrice și colorimetrice. Pentru a stabili ierarhia zonelor care prezintă importanță egală în ceea ce privește cele patru activități enzimatică, am calculat indicatorul enzimatic al calității solului (EISQ). Solurile analizate s-au dovedit a avea un potențial biologic considerabil (definit de valorile indicatorului enzimatic de calitate care a depășit valoarea de 0,5). Cele mai mari valori EISQ (0,87) au fost obținute în Predeal și Sinaia unde activitatea dehidrogenazică actuală (ADA) și activitatea dehidrogenazică potențială (PDA) au înregistrat valori maxime. Valorile minime ale EISQ au fost determinate în cele două parcele de la Videle (0,471; 0,475). Coeficienții de corelație au fost utilizați pentru a testa relația între activitățile enzimelor din sol și proprietățile solului. ADA a fost corelată pozitiv cu PDA ( $r=0,929$ ,  $p<0,05$ ). Testul t two-way a fost utilizat pentru testarea diferențelor statistice ale valorilor activității enzimatică între parcele. Rezultatele arată că în două situații, diferențele au fost semnificative: Predeal vs Ștefănești și Giurgiu vs Fundata. Corelații negative și pozitive au fost observate între parametri biologici și chimici ai solului. Astfel, s-au observat corelații semnificative între ADA și raportul C:N ( $r=-0,41$ ). Ureaza (U) a realizat o singură corelație cu raportul C:N ( $r=-0,47$ ). Cu excepția enzimei catalază (CA), toate enzimele solului au realizat o corelație negativă

cu raportul C:N. O altă proprietate chimică care a fost corelată pozitiv cu trei parametri enzimatici (ADA, PDA, CA) a fost conținutul de P ( $r = 0,41$ ;  $r = 0,44$ ;  $r = 0,51$ )

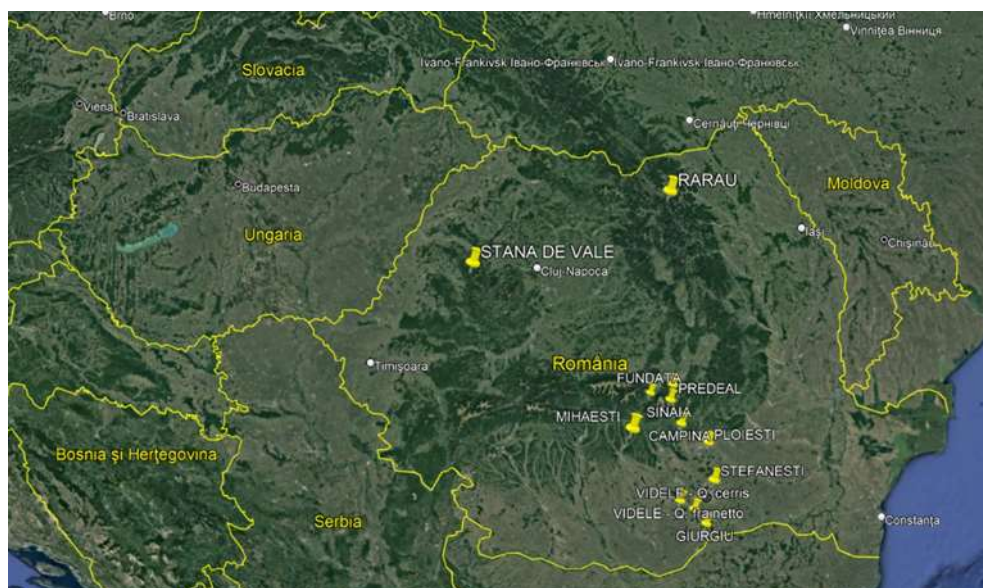
### **Introducere**

În cazul schimbărilor climatice evidente, în afara caracteristicilor peisajului și a celor ale structurii standului [124,125,126,127,128,129], activitatea biologică a solurilor forestiere prezintă un rol foarte important [130,131]. Enzimele solului joacă un rol important în biogeochimia nutrienților la nivelul ecosistemului [132]. Proprietățile solului pe baza activităților biologice și biochimice, în special cele implicate în fluxul de energie și ciclul nutrienților s-a dovedit că răspund adesea la mici schimbări ale solului, oferind astfel informații sensibile cu privire la subtilele modificări ale calității solului [133,134]. Activitățile enzimatice ale solului ar putea fi utilizate ca indicatori ai calității solului. În prezent, există un interes larg răspândit pentru a utiliza activitatea enzimatică în evaluarea calitatea solului [135], deși multe studii au arătat că variabilitatea activităților enzimatice în cadrul șimîntre soluri poate fi un factor limitativ pentru utilizarea lor ca indicatori [136].

Mai multe studii realizate în ecosistemele temperate au subliniat potențialul activităților enzimatice din sol în monitorizarea calității [137]. Activitatea enzimatică poate fi un indicator sensibil al stresului unui ecosistem și poate servi și ca măsură a sănătății pădurii și a sustenabilității managementului ecosistemelor [130,138]. În acest context, principalul obiectiv al prezentului studiu a fost evaluarea activității unor enzime cu scopul de a descrie și de a înțelege rolul lor de bioindicatori ai sănătății solului. În acest scop, au fost prelevate probe de sol pentru măsurarea activităților enzimatice și a proprietăților fizico-chimice. Noutatea și semnificația acestui studiu constă în faptul că au fost studiate proprietățile fizico-chimice și biologice ale solurilor forestiere din 12 parcele diferite din punct de vedere condițiilor și vegetației sitului forestier. Studiile care raportează activitățile enzimelor și în consecință utilizarea acestora ca indicatori de calitate ai solului forestier sunt rare în România.

### **Material și metodă**

Cercetarea a fost realizată în cadrul a 12 parcele care aparțin rețelei Europene de monitorizare de nivel II (Imag. 2.3.2.). Aceste parcele sunt situate în zone foarte diverse în ceea ce privește altitudinea acestora, compoziția arboretului, tipul de sol și aspectul pantei. Principalele caracteristici ale parcelelor sunt prezentate în tabelul 2.3.6.



Imag. 2.3.2. Locația suprafețelor de monitorizare de nivel II (sursa: Google Earth)

Tabel 2.3.6. Caracteristicile principale ale suprafețelor din rețeaua de monitorizare de nivel II

Nr.crt	Suprafață	Specie	Elevație (m)	Vârsta (ani)	Clasă de productivitate	Nivelul pantei	Tip de sol
1	Predeal	<i>Picea abies</i>	1185	101	II	E	Eutric cambisol
2	Sinaia	<i>Fagus sylvatica</i>	820	146	III	V	Luvisol
3	Ștefănești	<i>Quercus robur</i>	86	67	III	flat	Preluvosol
4	Câmpina	<i>Quercus petraea</i>	520	68	IV	N	Eutric cambisol
5	Giurgiu	<i>Quercus cerris</i>	90	57	III	flat	Cambic chernozem
6	Rarău	<i>Picea abies</i>	1400	73		N	Rendzina
7	Videle	<i>Quercus cerris</i>	100	62	III	flat	Vertic luvisol
8	Videle	<i>Quercus frainetto</i>	100	62	III	flat	Vertic preluvosol
9	Fundata	<i>Fagus sylvatica</i>	1300	56	III	S	Eutric cambisol
10	Mihăești	<i>Quercus petraea</i>	500	68	III	SV	Luvisol
11	Ploiești	<i>Quercus robur</i>	150	51	III	flat	Vertic phaeozem
12	Stâna de Vale	<i>Picea abies</i>	1150	154	III	S	Dystric cambisol

### ***Prelevarea de probe de sol***

În acest studiu, probele de sol au fost colectate de la adâncimea de 0-20 cm de pe 12 parcele diferite și au fost testate privind parametrii chimici și activitățile enzimatică. Pentru fiecare parcelă au fost prelevate trei probe de sol cu ajutorul unui burghiu pedologic. În total, am analizat 36 de probe de sol prelevate în perioada de primăvară. Pentru a preleva proba medie a proprietății fizice densitatea aparentă am adunat mostre în cilindri metalici de volum cunoscut. Acestea au fost apoi uscate în etuvă și cântărite conducând la un calcul al densității ca medie între masa solului uscat și volumul cilindrului (ISO 11272, 2017). Au fost determinate două tipuri de analiză pH, în apă și în soluție de clorură de calciu ( $\text{CaCl}_2$ ) prin metoda potențimetrică care utilizează un pH-metru de laborator (ISO 10390, 2005). Carbonul organic (ISO 10694, 1995) și azotul total (ISO 13878, 1998) au fost determinate prin metoda de ardere la  $900^\circ\text{C}$  folosind Analizorul Macro Elemental. Dacă solurile nu prezintă carbonați materia organică este egală cu carbonul total. Dacă carbonații sunt prezenți în soluri, aceștia sunt îndepărtați prin tratarea solului cu HCl. O extracție în clorură de bariu ( $\text{BaCl}_2$ ) a fost preparată pentru determinarea acidității schimbabile și acidității hidrolitice. Aceasta a fost urmată de metoda potențimetrică de titrare până la un pH de 7,8. În plus, o soluție de fluorură de sodiu ( $\text{NaF}$ ) a fost aplicat înainte de titrare pentru aciditatea hidrolitică (ISO 14254, 2018). Concentrația de cationi schimbabili (Al, Ca, Fe, K, Mg, Mn, Na) a fost obținută prin tratarea probelor cu  $\text{BaCl}_2$  și dozarea lor la un spectrofotometru în absorbție atomică (ISO 11260, 2018).

Conținutul de elemente extractibile (Ca, Cd, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Na, P, Pb) a fost obținut prin tratarea probelor cu aqua regia (un amestec de acizi tari) iar apoi prin dozarea lor la un spectrofotometru cu absorbție atomică (ISO 11466, 1995).

### ***Măsurarea activității enzimelor din sol***

Pentru această cercetare au fost determinate enzimele din clasa oxidoreductazei (dehidrogenaza și catalaza) care îndeplinesc un rol semnificativ în procesele respiratorii din sol precum și activitatea ureazei care este legată de ciclul azotului în sol. Activitatea dehidrogenazei a fost determinată cu ajutorul metodei descrisă de Drăgan-Bularda [139]: 3,0 g sol au fost amestecate cu 0,5 ml TTC (2, 3, 5 clorură de trifenil tetrazoliu) și 1,5 mL apă distilată pentru dehidrogenaza actuală, respectiv, 1,5 ml soluție de glucoză, pentru dehidrogenaza potențială. După incubarea la  $37^\circ\text{C}$  timp de 24 de ore, trifenilul formazanul produs a fost extras cu acetonă și măsurat fotometric la 485 nm. Activitățile enzimatică au fost exprimate în mg de trifenil formazan (TPF) produs în 24 de ore de 10

g sol. Activitatea catalazei a fost determinată folosind metoda permanganometrică: 3,0 g pământ și 2 ml H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 3% au fost amestecate și adăugate la 10 ml tampon fosfat. Amestecul a fost incubat la 37°C timp de 1 oră. Activitatea catalazei a fost înregistrată ca mg H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> descompuse de 1 g de sol în 1 oră. Activitatea ureazică a fost determinată prin metoda colorimetrică. Un amestec de 5,0 g pământ, 5 ml tampon și 5 ml uree au fost incubate la 37°C timp de 24 ore. După incubare, amoniul eliberat a fost extras cu soluție de clorură de potasiu și măsurată spectrofotometric la 445 nm. Activitatea ureazei s-a exprimat ca mg de NH<sub>4</sub>/100 g sol/24 h.

Pentru stabilirea ierarhiei zonelor pe baza celor patru activități enzimaticе, am calculat indicatorul enzimatic al calitatii solului. Luând cea mai mare valoare a fiecărei activități enzimaticе ca 100%, am calculat activitățile relative pentru fiecare sol. Mediile aritmetice ale activităților relative calculate pentru fiecare parcelă reprezintă indicatorul enzimatic pentru diagrama dată. Acest indicator enzimatic este considerat ca un indice al calității biologice a solului și stabilește ierarhia solurilor.

Indicatorul enzimatic a fost calculat conform cu următoarea formulă (Muntean și colab., 1996):

$$EISQ = \frac{1}{n} \times \sum_{i=1}^n \frac{Vr(i)}{Vmax(i)}$$

unde: EISQ= indicatorul enzimatic al calității solului;

n= numărul de enzime;

Vr(i)= valoarea reală a diagramei date;

V(max)<sub>i</sub>= valoarea teoretică maximă a fiecărei enzime în funcție de cantitatea de substrat din amestecurile de reacție.

### **Analiza statistică**

Testul two-way t a fost utilizat pentru a testa diferențele semnificative statistice ale valorilor activității enzimaticе între parcele [140]. Pentru o serie de proprietăți chimice (conținut de carbon organic, azot total, cadmiu extractibil, cupru, fier, plumb și pH) am folosit mediile celor trei repetiții corespunzătoare fiecărei parcele. Mai mult, am obținut corelații între cei patru indicatori ai activităților enzimaticе, precum și între aceștia și proprietățile fizico-chimice ale solului. Versiunea de software Excel și STATISTICA 8 au fost utilizate pentru toate interpretările statistice.

## Rezultate și discuții

### *Evaluarea proprietăților fizico-chimice ale solului*

Indicatorul enzimatic al calității solului se poate utiliza pentru a studia procesele biochimice ale solului și pentru a evalua calitatea solului [141]. Informații despre activitatea enzimelor împreună cu datele privind proprietățile chimice au fost utilizate ca indicatori ai creșterii și activității microbiene în sol. Proprietățile chimice ale solurilor sunt prezentate în Tabelul 2.3.7. Unele dintre metalele determinate aparțin categoriei de metale grele, cum ar fi Cd, Cu, Fe și Pb, dar acestea au fost determinate în formă extractibilă nu în forma totală. În acest studiu conținutul de metale grele a fost discutat numai în relația cu activitățile enzimatică din sol, deoarece acesta a fost scopul cercetării.

Tabel 2.3.7. Indicatorul enzimatic al calității solului (EISQ)

Nr. crt.	Zone	Activitățile enzimatică ale solului				EISQ*
		Dehidrogenaza (mg TPF/10 g sol/24h)		Catalaza (mg H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> /g sol/h)	Ureaza (mg NH <sub>4</sub> /100 g sol/2h)	
		Actuală	Potențială			
1	Predeal	16.12	23.57	9.4	9.86	0.872
2	Sinaia	14.50	23.83	9.9	10.44	0.870
3	Giurgiu	11.73	22.84	7.5	11.46	0.771
4	Ștefănești	8.88	16.45	7.3	17.64	0.742
5	Fundata	8.68	20.38	10.0	9.91	0.738
6	Câmpina	8.37	17.36	8.86	10.86	0.685
7	Ploiești	7.16	12.32	9.60	12.17	0.652
8	Mihăești	6.32	10.10	9.4	8.62	0.561
9	Stâna de Vale	3.94	10.54	7.8	12.64	0.545
10	Rarău	4.34	9.74	7.4	12.54	0.532
11	Videle <i>Quercus frainetto</i>	5.51	9.15	6.9	8.56	0.475
12	Videle <i>Quercus cerris</i>	4.14	8.34	7.0	10.22	0.471

### *Evaluarea caracteristicilor enzimatică*

În Tabelul 2.3.7. sunt prezentate rezultatele activităților enzimatică ale solului și valorile indicatorului enzimatic al calității solului. Datele evidențiază că solul cu cea mai intensă activitate variază în funcție de enzime și intensitatea activitățile dehidrogenazelor actuale și potențiale au variat în limite mai mari (3,94-16,12 și 8,34-23,83 mg TPF/10 g sol/24h, respectiv) și în limite restrânse în cazul catalazei și ureazei

(7,0-10,0 mg H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>/g sol/h și 8,56-17,64 mg NH<sub>4</sub>/100g sol/2h, respectiv). Primele trei poziții din această ierarhie sunt ocupate de acele parcele în care activitatea dehidrogenazică actuală, activitatea dehidrogenazică potențială, activitatea catalazei și activitatea ureazei au fost cele mai mari.

Valorile teoretice individuale maxime calculate din compoziția amestecului de reacție sunt: 13,45 mg formazan (activitățile dehidrogenazei), 60 mg H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> (activitatea catalazică) și 85 mg amoniu (activitatea ureazică). Indicatorul enzimatic are valori cuprinse între 0 (când nu s-a detectat nicio activitate reală a vreuneia dintre enzimele studiate) și 1 (când toate activitățile au valori reale individuale egale cu valorile maxime teoretice).

Tabelul 2.3.7. ilustrează, de asemenea, că toate parcelele depășesc valoarea EISQ de 0,5. Pe baza rezultatelor obținute putem considera că solurile analizate prezintă un potențial biologic bun și putem distinge trei categorii de calitate enzimatică a solului în care parcelele studiate sunt grupate. Grupul Ia inclus primele trei zone cu cele mai mari valori ale indicatorului enzimatic (Predeal, EISQ=0,872; Sinaia, EISQ=0,870; Giurgiu, EISQ=0,771). Următoarele două zone aparțin celui de-al doilea grup valoric (Ștefănești, EISQ=0,742; Fundata, EISQ=0,738). Zonele cu cele mai mici valori ale indicatorului enzimatic (EISQ) al calității solului sunt incluse în grupa a III-a (Câmpina, EISQ=0,685 până la Videle Q. cerris, EISQ=0,471). Cele mai mari valori EISQ (0,87) au fost obținute la Predeal și Sinaia unde indicatorii ADA și PDA au înregistrat valorile maxime. Valorile minime ale acestui indicator au fost determinate în cele două parcele din Videle. Tot probele de sol au avut o reacție acidă, o probă a avut pH-ul valoarea 6.8 ceea ce înseamnă că era la limita de la acid la neutru (Tabel 2.3.8.). Gruparea în acele trei categorii pentru valorile EISQ nu au putut fi explicate cu alte caracteristici studiate deoarece toate sunt foarte diverse: tipul de sol, proprietăți, altitudine, specii și vârsta arboretului.

Variația activității dehidrogenazice actuale determinată în cele 12 parcele studiate a înregistrat o valoare minimă sub 4 mg TPF/10 g sol/24 h, în Videle- *Quercus cerris* și Stâna de Vale. Valorile maxime au fost găsite la Predeal și Sinaia. Pe de altă parte, valorile minime și maxime la al doilea indicator (PDA) sunt mai mari decât ADA. Valorile maxime PDA sunt situate în jurul valorii de 26 mg TPF/10 g sol/24 h, dar se găsesc și în Predeal și Sinaia. În plus, valoarea medie a PDA (15,38) este mult mai mare decât valoarea medie a ADA (8,30). Variația altor doi indicatori și anume activitatea catalazei (CA) și activitatea ureazei (UR) pentru cele 12 parcele studiate sunt prezentate în Tabelul 2.3.8. În cazul acestor indicatori, chiar dacă valorile medii sunt

mai apropiate (8,57 mg H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>/g sol/h pentru activitatea catalazei, respectiv 11,24 mg NH<sub>4</sub>/100 g sol/2h pentru activitatea ureazică), amplitudinea variației lor este mult mai diferită. Ca atare, variația amplitudinii pentru activitatea ureazică este foarte mare, variind de la 7,12 mg NH<sub>4</sub>/100 g sol/2h (Videle-*Quercus frainetto* și Mihăiești) la 18,63 mg NH<sub>4</sub>/100 g sol/2h (Ștefănești). Valorile activității ureazice pentru parcela Ștefănești sunt mult mai mari decât în cazul tuturor parcelelor care au valori înregistrate mai mici de 13 mg NH<sub>4</sub>/100 g sol/2h.

Tabel 2.3.8. Valorile medii ale parametrilor chimici în zonele studiate

Parametri	Giurgiu	Videle Q. cerris	Videle Q. frainetto	Ștefănești	Ploiești	Câmpina	Sinaia	Predeal	Rarău	Fundata	Stâna de Vale	Mihăești
Densitate aparentă (kg/mc)	1277	1193.66	1321.33	1268.66	1149.66	1187		1026.66		1112.3	767	1399.33
pH (CaCl <sub>2</sub> )	4.94	4.57	4.76	5.45	5	5.4	5.59	4.93	5.89	4.67	325	4.18
C org. (g/kg)	35.26	79.08	23.27	24.7	34.89	18.75	31.95	28.2	11.91	23.2	53.07	22.3
N total (g/kg)	3.88	3.28	2.97	2.7	4.94	1.81	3.69	3	1.42	2	5.48	1.3
Carbonați	0	0	0	0	0	0	3,7	0	9.57	0	0	0
Al schimb. (g/kg)	0.46	1.41	1.42	0.3	0.4	4.69	1.52	1.11	1.16	1.55	9.52	1.8
K schimb. (g/kg)	0.7	0.35	0.28	0.55	0.27	0.33	0.12	0.45	0.47	0.18	0.08	0.52
Cd extract. (mg/kg)	0.01	0.01	0.01	0.0001	0.06	0.06	0.01	0.0001	2.8	0.0001	0.01	0.0001
Cu extract. (mg/kg)	14.94	23.61	24.71	20.3	19.4	9.51	18.99	18.7	54.54	11.1	46.65	18.6
Fe extract. (g/kg)	8475.1	21253.1	20420	23671.8	5592.2	25194.7	12656.7	28974.5	31613.5	28125.3	19281.6	21748.4
K extract. (g/kg)	2100.2	2522.3	2300.1	2542.6	1462.8	643.1	2446.8	1969.4	1367	1219.8	1864.9	1117.6
P extract. (g/kg)	829	863	631.6	744.7	852.1	568.6	509	480.3	1931.6	695.2	1016.7	434.7
Pb extract. (mg/kg)	31.53	15.95	12.32	28.4	12.54	11.3	25.53	40.5	109.98	32.5	70.89	6.9

Până în prezent, doar câteva teste enzimice din sol au fost evaluate în ceea ce privește acuratețea lor în a servi ca indicatori ai activității metabolice a microorganismelor din sol. Frankenberger și Dick (1983) au observat relațiile dintre diferitele activități enzimice precum dehidrogenaza, catalaza și ureaza și activitatea



microorganismelor în zece soluri diverse [142]. Carpa (2007) au raportat o corelație pozitivă între indicatorii bacterieni și enzimatici ai calității solului din Muntele Parâng, în cinci zone de vegetație altitudinală [143].

#### *Relațiile dintre activitățile enzimaticice ale solului*

Valorile enzimelor au fost exprimate sub formă de valori medii pentru toate suprafețele studiate. Tabelul 2.3.9. ilustrează relațiile dintre activitățile enzimaticice. O corelație negativă se poate observa între activitățile enzimaticice implicate în metabolismul intracelular (dehidrogenaza și catalaza) și între enzimele implicate în metabolismul azotului (urează). În schimb, activitatea dehidrogenazică actuală este semnificativ corelată cu activitatea dehidrogenazică potențială ( $r=0,929$ ,  $p<0,05$ ). Conform lui Samuel et al. (2021) activitățile enzimaticice (dehidrogenază, catalază și fosfatază) determinate în trei soluri (sol argilos tipic, tipic cernoziom și histosol) au fost semnificativ intercorelate cu valorile  $r$  de la 0,814 la 0,989 ( $p<0,05$ ). Valorile indicatorului enzimatic al calității solului a variat între 0,605 și 0,989 indicând o intensitate apreciabilă a activităților enzimaticice. Aceste valori înseamnă că informații valoroase privind starea de fertilitate a solului pot fi obținute prin determinarea activităților enzimelor din sol. Ureaza este una dintre cele mai eficiente dintre toate enzimele. Această enzimă catalizează hidroliza ureei în acid carbonic și amoniac cu un mecanism de reacție bazat pe formarea de carbamat ca intermediar. Ureaza poate fi influențată de unii factori ai solului, cum ar fi istoricul cultivării, conținut de materie organică, adâncimea solului, practicile de management, metale grele, temperatură și pH [144].

Tabel 2.3.9. Matricile de corelație ( valori  $r$ ) între activitățile enzimaticice din sol

Variabile	<i>Dehidrogenaza actuală</i>	<i>Dehidrogenaza potențială</i>	<i>Catalaza</i>	<i>Ureaza</i>
<b>Dehidrogenaza actuală</b>	-	-	-	-
<b>Dehidrogenaza potențială</b>	0.929 <sup>*</sup>	-	-	-
<b>Catalaza</b>	0.512	0.503	-	-
<b>Ureaza</b>	-0.067	0.023	-0.319	-

Sunt sintetizate de numeroase microorganisme, fungi (*Aspergillus* sp., *Schizosaccharomyces pombe*) și bacterii (*Bacillus pasteurii*, *Helicobacter pylori*, *Providencia* sp., *Staphylococcus* sp., *Klebsiella aerogenes*, *Aerobacter aerogenes*,

*Proteus mirabilis*). Dehidrogenazele sunt un grup major din clasa enzimelor oxidoreductaze și joacă un rol semnificativ în oxidarea compușilor organici prin scindarea a doi atomi de hidrogen. Activitatea dehidrogenazei din sol oferă informații despre managementul procesării solului și despre activitatea biologică și populațiile microbiene din sol. Aceste enzime sunt produse de bacteriile din sol, *genul Pseudomonas*, *Pseudomonas entomophila* fiind cel mai abundent. Catalaza este o enzimă care se acumulează în sol și astfel își păstrează activitatea pentru o lungă perioadă de timp. Catalaza împarte peroxidul de hidrogen toxic în oxigen și apă. De asemenea, este corelat cu cantitatea de humus din sol, pH-ul și numărul de microorganisme din sol [145].

#### *Diferențe între activitățile enzimaticice ale solurilor din zonele studiate*

Pentru interpretarea statistică a rezultatelor, am aplicat testul pentru două eșantioane de medii (Tabel 2.3.10.). Testând diferențele statistice dintre parcele s-a observat că doar în două cazuri diferențele au fost semnificative: Predeal vs Ștefănești și Giurgiu vs. Fundata. În aceste cazuri, diferențele sunt explicabile deoarece parcelele Predeal și Fundata sunt situate la altitudini foarte mari (>1100 m) și ambele au același tip de sol (cambisol eutric). Pe de altă parte, parcelele Ștefănești și Giurgiu sunt situate la cote foarte joase (<100 m), au aceleași tipuri de sol (preluposol și cernoziom cambic) și ambele au specii din genul *Quercus*.

#### *Relațiile dintre activitățile enzimelor din sol și proprietăți fizico-chimice*

S-au folosit coeficienți de corelație simpli pentru a testa relația dintre activitățile enzimelor din sol și proprietățile solului. Corelații între activitățile enzimaticice din sol și nutrienți pot fi indicatori ai calității solului și ai echilibrului nutritiv. Parametrii biologici sunt indicatori primari ai stării de sănătate a solului deoarece sunt sensibili la schimbările care pot să apară în prezența oricărui agent degradant, în timp ce parametrii fizici și chimici se modifică numai atunci când solul este supus unei schimbări drastice a mediului [145]. Corelații negative și pozitive s-au identificat între proprietățile biologice și chimice ale solului (Tabelul 2.3.11.). Astfel, a fost determinată o corelație semnificativă între ADA și raportul C:N, conținutul unor macroelemente (K, P) și microelemente (Fe, Mn).

Tabel 2.3.10. Semnificația *diferențelor dintre valorile activităților enzimaticice între suprafețe*

Zone	Activitatea enzimatică a solului*	Valori medii ale activității		Semnificația diferențelor
		a	b	
Predeal (a) versus Sinaia (b)	ADA	16.12	14.50	0.10>p>0.05
	PDA	23.57	23.83	
	AC	9.40	9.90	
	UR	9.86	10.44	
Predeal (a) versus Giurgiu (b)	ADA	16.12	11.73	0.10>p>0.05
	PDA	23.57	22.84	
	AC	9.40	7.5	
	UR	9.86	11.46	
Predeal (a) versus Stefanesti (b)	ADA	16.12	8.88	0.05>p>0.02
	PDA	23.57	16.45	
	AC	9.40	7.30	
	UR	9.86	17.64	
Giurgiu (a) versus Stefanesti (b)	ADA	11.73	8.88	0.10>p>0.05
	PDA	22.84	16.45	
	AC	7.50	7.30	
	UR	11.46	17.64	
Giurgiu (a) versus Fundata (b)	ADA	11.73	8.68	0.002>p>0.001
	PDA	22.84	20.38	
	AC	7.50	10.0	
	UR	11.46	9.91	
Fundata (a) versus Campina (b)	ADA	8.68	8.37	0.10>p>0.05
	PDA	20.38	17.36	
	AC	10.0	8.86	
	UR	9.91	10.86	
Fundata (a) versus Ploiesti (b)	ADA	8.68	7.16	p>0.10
	PDA	20.38	12.32	
	AC	10.0	9.60	
	UR	9.91	12.17	
Fundata (a) versus Mihaesti (b)	ADA	8.68	6.32	p>0.10
	PDA	20.38	10.10	
	AC	10.0	9.40	
	UR	9.91	12.17	
Fundata (a) versus Stana de Vale (b)	ADA	8.68	3.94	0.10>p>0.05
	PDA	20.38	10.54	
	AC	10.0	7.80	

	UR	9.91	12.64	
Fundata (a) versus Rarau (b)	ADA	8.68	4.34	0.10>p>0.05
	PDA	20.38	9.74	
	AC	10.0	7.40	
	UR	9.91	12.54	
Fundata (a) versus Videle ( <i>frainetto</i> ) (b)	ADA	8.68	5.51	p>0.10
	PDA	20.38	9.15	
	AC	10.0	6.90	
	UR	9.91	8.56	
Fundata (a) versus Videle ( <i>cerris</i> ) (b)	ADA	8.68	4.14	p>0.10
	PDA	20.38	8.34	
	AC	10.0	7.0	
	UR	9.91	10.22	

\* ADA – Activitatea dehidrogenazică actuală (mg TPF/10 g soil/24h). PDA – Activitatea dehidrogenazică potențială (mg TPF/10 g soil/24h). CA – Activitatea catalazică (mg H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>/g soil/h). UR – Activitatea ureazică (mg NH<sub>4</sub>/100g soil/2h).

Tabel 2.3.11. Corelații (valori r) între activitățile enzimelor din sol și proprietățile solului

<i>Variabile</i>	<i>ADA</i>	<i>PDA</i>	<i>CA</i>	<i>UR</i>
Densitatea aparentă	0.35	<b>0.42</b>	-0.14	0.29
pH in (CaCl <sub>2</sub> )	0.09	0.18	-0.21	-0.11
pH (H <sub>2</sub> O)	0.15	0.28	-0.18	-0.08
Carbon organic	0.15	0.1	0.29	-0.03
N total	0.32	0.34	0.12	0.14
C:N	<b>-0.41</b>	<b>-0.51</b>	0.31	<b>-0.47</b>
Aciditatea hidrolitică	-0.35	<b>-0.42</b>	0.18	0.1
Al schimbabil	-0.35	<b>-0.39</b>	0.18	0.15
Ca schimbabil	0.08	0.13	0.07	0.12
Fe schimbabil	-0.22	-0.32	0.06	0.13
K schimbabil	0.36	0.35	-0.05	-0.28
Mg schimbabil	-0.21	-0.19	<b>-0.43</b>	-0.34
Mn schimbabil	0.13	0.2	-0.15	-0.04
Na schimbabil	0.25	0.2	-0.16	-0.25
Aciditatea hidrolitică	-0.21	-0.26	0.07	0.19
Ca extractibil	0.05	0.09	-0.18	-0.04
Cd extractibil	0.04	0.04	-0.26	0.1
Cu extractibil	-0.07	-0.04	0.22	0.33
Fe extractibil	<b>-0.66</b>	<b>-0.72</b>	-0.01	-0.15
K extractibil	<b>0.39</b>	<b>0.44</b>	0.32	0.12
Mg extractibil	-0.17	-0.24	0.22	-0.34
Mn extractibil	<b>0.47</b>	<b>0.59</b>	0.28	0.25
Na extractibil	0.09	-0.02	-0.2	-0.16
P extractibil	<b>0.41</b>	<b>0.44</b>	<b>0.51</b>	0
Pb extractibil	-0.22	<b>-0.42</b>	0.15	-0.18

PDA s-a corelat semnificativ cu densitatea aparentă, raportul C:N, aciditatea hidrolitică și cu unele elemente (Al, Fe, Mn, Pb, K și P). Catalaza a avut doar două

corelații semnificative cu conținutul de Mg și P și iar ureaza a realizat o singură corelație cu raportul C:N. Cu excepția CA, toate enzimele din sol au fost negativ corelate cu raportul C:N. Alte proprietăți chimice care s-au corelat pozitiv cu ADA, PDA și CA este concentrația de P. Observații similare au fost raportate de Quilchano și Maranon (2002). Acești autori nu au găsit nici o corelație între enzima dehidrogenază și C și N. Probabil, microorganismele din solul ecosistemelor forestiere studiate de autori sunt mai degrabă limitate în nutrienți decât limitate în C, deoarece activitatea dehidrogenazică nu a răspuns la variația conținutului de C sau la raportul C:N [146]. În schimb, alte studii au arătat o relație puternică a activității enzimatică cu cantitatea și calitatea materiei organice din sol. Blonska et al. (2017) au studiat relația dintre proprietățile solului, activitatea enzimelor și utilizarea terenului. Autorii au investigat carbonul organic, azotul, pH-ul și textura solului determinând și activitatea dehidrogenazei și ureazei [147]. Studiul lor a evidențiat diferențe semnificative în ceea ce privește activitatea enzimatică dintre solurile de pădure și solurile demonstrând că activitatea enzimatică este influențată de conținutul de materie organică al solului. Solul forestier a prezentat cea mai mare activitate a dehidrogenazei și ureazei, în timp ce cea mai scăzută activitate enzimatică a fost înregistrată în solurile folosite pentru cultivarea culturilor, care conține mai puțină materie organică [148]. Autorii consideră că arboretele de foioase și cele mixte oferă condiții mai favorabile pentru descompunerea microbiană a materiei organice, în comparație cu arboretele mixte de conifere. Leiros et al. (2000) au raportat o corelație pozitivă clară între dehidrogenază, activitățile catalazei, materia organică și conținutul de nutrienți [149].

### **Concluzii**

Studiul a analizat activitatea a trei enzime (dehidrogenază, catalază, urează) precum și proprietățile fizico-chimice ale unor probe de sol forestier prelevate de pe 12 parcele din România. Proprietățile fizico-chimice investigate au fost: densitatea aparentă, pH-ul, carbonul organic, N total, carbonații, Al schimbabil, K schimbabil, Cd extractibil, Cu extractibil, Fe extractibil, K extractibil, P extractibil, Pb extractibil. Enzimele sunt considerate bioindicatori ale stării agronomice și ale schimbările de mediu. Rezultatele prezentate în acest studiu sugerează o tendință de corelare negativă între enzimele implicate în metabolismul intracelular (dehidrogenază și catalază) și enzima implicată în metabolismul azotului (urează). Indicatorul enzimatic al calității solului (EISQ) reflectă intensitatea activității enzimatică în solurile analizate. Prin determinarea activitățile enzimelor din sol, se pot obține informații importante

cu privire la starea de fertilitate a solului. Valorile indicatorului enzimatic al calității solului a variat între valorile 0,605 și 0,989 indicând o intensitate apreciabilă a activităților enzimatice. Valori EISQ mai mari au fost înregistrate la Sinaia și Predeal. S-au obținut corelații semnificative între parametrii biologici și chimici ai solului. Cu excepția CA, toate enzimele solului au fost corelate negativă cu raportul C:N. Conținutul de P s-a corelat pozitiv cu trei parametri enzimatici (ADA, PDA, CA).

Scopul monitorizării solurilor forestiere constă în evaluarea calității solului, stabilirea măsurilor de management și aplicarea și identificarea procedurilor optime de refacere. Rezultatele obținute în acest studiu au fost în acord cu datele din literatură. S-a evidențiat faptul că proprietățile fizice și chimice ale solului precum și activitatea enzimatică răspund la micile modificări ale condițiilor solului. O mai bună cunoaștere a rolului activităților enzimatice din sol reprezintă o oportunitate pentru un evaluarea integrată a activității biologice a solurilor, datorită implicării acestora în mai multe activități biologice ale solului și a răspunsului lor la schimbările în managementul solului.

### ***2.3.3. Impactul doborâturilor de vânt asupra proprietăților chimice și biologice ale solurilor forestiere din România***

Prezentul studiu investighează influența doborâturilor de vânt asupra caracteristicilor chimice și biologice și a proceselor de respirație ale solurilor forestiere din România. Au fost alese trei arborete de molid, fag și stejar împreună cu parcele de control în care pădurea și solul nu au fost afectate de doborâturi de vânt. Au fost prelevate probe de sol de la două adâncimi: 0–10 cm și 10–20 cm. Fluxurile de dioxid de carbon din sol sau respirația solului au fost monitorizate în 20 de puncte alese aleatoriu pentru fiecare suprafață. Temperatura solului și conținutul de apă din sol au fost, de asemenea, măsurate în aceste puncte. Mai mult, au fost cuantificate și numărul total de bacterii heterotrofe și numărul total de fungi. Am constatat că factorii abiotici conduc la modificarea proprietăților chimice și biologice ale solurilor forestiere: pH-ul solului a fost mai mare în zonele afectate de doborâturi de vânt, în timp ce cantitățile de humus și azot au fost mai mici în aceste zone. Cu toate acestea, aceste modificări au fost observate doar în primii 10 cm din profilul solului. Condițiile microclimatice subterane influențează respirația solului, observându-se valori mai mari ale respirației în cazul suprafețelor afectate de doborâturile de vânt. În arboretele de molid și fag, bacteriile și ciupercile heterotrofe aerobe au fost mai abundente în solurile care nu au fost afectate de doborâturi de vânt, deoarece arborii smulși îndepărtează orizonturile

superioare ale solurilor iar crearea stratului de frunze, a rădăcinilor și a hifele fungice încetează. În această situație, materia organică, din sol, începe să se descompună.

### Introducere

Doborâturile de vânt sunt un fenomen natural al pădurii. Doborâtura de vânt este definită „ca smulgerea unui copac întreg la interfața trunchiului cu solul, care poate implica ridicarea rădăcinilor, ruperea rădăcinilor sau ruperea trunchiului la suprafața solului” [150]. În România, doborâturile de vânt care apar în molidișuri reprezintă una dintre marile probleme ale silviculturii românești. Cu toate acestea, perturbările cauzate în păduri de doborâturile vântului variază atât spațial, cât și temporal. Pe lângă schimbările pe care le provoacă în păduri, doborâturile de vânt modifică semnificativ și caracteristicile solului. În plus, acestea determină creșterea umidității și a conținutului de apă din sol, precum și a temperaturii solului [151], ducând la modificări considerabile în procesul de transformare a materiei organice, deoarece acest proces are loc în condiții de temperatură și umiditate ridicate [152]. În plus, numărul de microorganisme în zonele afectate de doborâturi de vânt crește, urmat de o creștere a producției de CO<sub>2</sub> din sol [153]. Mayer et al. (2016) au determinat respirația medie a solului măsurată în parcele unde rădăcinile au fost smulse și au evidențiat că valorile au fost semnificativ mai mare în zonele cu doborâturi de vânt. Alte studii au arătat că doborâturile de vânt nu au influențat compoziția comunității microbiene din sol și caracteristicile microbiene [154]. Gömöryová et al., (2017) au evidențiat absența diferențelor semnificative în caracteristicile microbiene și o similitudine a compoziției comunității microbiene între parcelele extrase și cele neextrase după 10 ani de doborâturi [155]. Pagubele cauzate de doborâturile vântului și modificările asociate în regimului solului pot duce la alterarea proceselor pedogenetice, inclusiv bioacumularea și humificarea [151].

Mayer et al. (2015) au studiat o crono-secvență de doborâturi de vânt în Alpii Austrieci pentru a analiza impactul daunelor provocate de vânt asupra emisiilor de CO<sub>2</sub>. Analizând o mare varietate de parametri ai solului (rezervele de C și N, temperatura și activitatea micorizelor) au stabilit că factorii climatici ai solului (temperatura și umiditatea) precum și activitatea rădăcinilor sunt principalii factori care influențează emisiile de CO<sub>2</sub> [154]. Simon și colab. (2011), au stabilit că valorile pH-ului în zonele afectate de doborâturi de vânt și valorile pH-ului în suprafețele de control sunt foarte asemănătoare. Cu toate acestea, suprafețele de control au prezentat cele mai mari valori pentru conținutul de C și N organic [156]. Doborâturile vântului modifică procesul de descompunere a materiei organice din sol, care se poate reflecta în procesele

metabolice ale organismelor din aceste soluri [157,158,159,160,161]. Cea mai importantă consecință a doborâturilor de vânt este smulgerea copacilor, care este cea mai comună formă de perturbare a solului [162]. Acest fenomen natural apare în aproape toate tipurile de pădure [163]. Copacii dezrădăcinați mobilizează nutrienți și carbon organic din interiorul solului la suprafața acestuia, expunându-i proceselor atmosferice. Dezrădăcinarea copacilor poate crește procesele de alterare a mineralelor și disponibilitatea nutrienților [164]. Efectul pozitiv cauzat de creșterea cantităților de resturi lemnoase din cauza lemnului provenit din doborâturile vântului este depășit de pierderile de carbon care se produc prin perturbările solului cauzate de smulgerea copacilor [165].

Doborâturile de vânt creează, de asemenea, goluri de dimensiuni variabile în ecosistemul forestier. Acestea provoacă modificări ale proprietăților solului care depind de lățimea și poziția golului [166]. În golurile cu suprafețe mari, în sol pot apărea mai multe modificări: pH-ul solului crește, potențialul de eluviere al cationului de bază crește, ducând la epuizarea elementelor nutritive ale solului iar umiditatea solului este mai scăzută. Temperaturile sunt mai ridicate din cauza radiațiilor mai puternice ale solului, determinând o scădere a densității microorganismelor din sol și a biomasei [167,168].

Scopul acestui studiu a fost de a evalua impactul efectelor doborâturilor de vânt asupra caracteristicilor chimice și microbiologice ale solurilor forestiere în trei ecosisteme forestiere diferite (molid, fag și stejar). Investigația noastră s-a concentrat în special pe producția de CO<sub>2</sub> din sol și pe evaluarea numărului total de bacterii și ciuperci heterotrofe din sol.

## **Material și metodă**

### *Zona de studiu*

Pentru a analiza influența doborâturilor de vânt asupra caracteristicilor solurilor forestiere, au fost alese trei suprafețe de probă în zone cu doborâturi recente de vânt (în ultimii 2–4 ani), situate în arborete aparținând a trei specii diferite de arbori: molid (*Picea abies* L. H. Karst), fagul comun (*Fagus sylvatica* L.) și stejarul (*Quercus petraea* (Matt.) Liebl.).

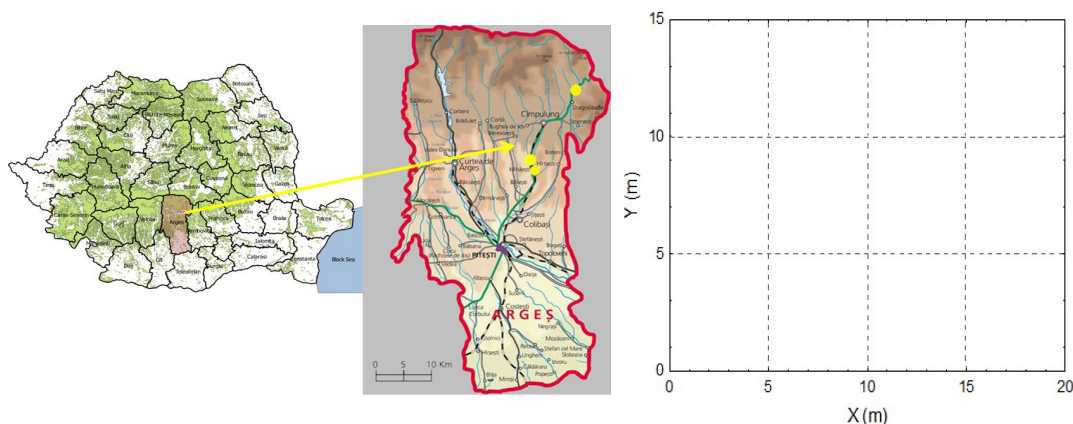
Tipurile de sol ale celor trei suprafețe au fost cambisol eutric pentru zonele Mihăești 1 și 2 și cambisol distric pentru Rucăr (Tabelul 2.3.12., Imag.2.3.3.). Cambisolul distric este cel mai răspândit sol forestier din România [169] și are un conținut bogat de humus, în timp ce cambisolul eutric este al treilea cel mai răspândit



sol din România și este un sol tipic arboretului de fag [152, 170]. Conform clasificării Koppen, clima este temperată continentală, cu temperatura medie anuală (MAT) de 4,9<sup>0</sup>C și precipitații medii anuale (MAP) de 980 mm, în regiunea pădurii Rucăr și cu temperatura medie anuală de 7,6<sup>0</sup>C și precipitații medii anuale de 780 mm, în regiunea forestieră Mihăești (date conform planurilor de amenajare silvică ale ocolului silvic Rucăr și ocolului silvic experimental Mihăești).

Tabel 2.3.12. Caracteristicile generale ale zonelor studiate

Zonă	Coordonate geografice		Altitudine (m)	Vârsta arboretului (ani)	Specia dominantă	Panta terenului (°)	Expoziția terenului	Tip de sol
	Latitudine	Longitudine						
Rucăr	45°29'01"	25°10'13"	1250	90	Spruce	25	SW	Distric cambisol
Mihăești 1	45°03'29"	25°02'04"	550	110	Beech	15	W	Eutric cambisol
Mihăești 2	45°04'24"	25°01'44"	520	130	Sessile oak	15	SE	Eutric cambisol



Imag. 2.3.3. Locația arboretelor studiate (a) (sursa: [www.zarnesti.net](http://www.zarnesti.net)) și schema prelevării probelor (b)

### *Prelevarea și analiza probelor de sol*

Probele de sol de pe toate suprafețele de studiu au fost prelevate în timpul lucrărilor de teren efectuate în anii 2016 și 2017. Suprafețele au fost alese astfel încât fiecare arboret să conțină zone afectate de doborâturi de vânt (D) precum și zone de control (Ctrl) în care arboretul inițial și solul au fost neafectate de doborâturile de vânt. S-a obținut un profil principal de sol (PP) pe fiecare suprafață de probă afectată de doborâturi. Din acest profil au fost colectate probe pentru fiecare orizont pedogenetic. De asemenea, au fost colectate probe pentru trei profile secundare de sol cu două orizonturi standard: 0–10 cm și 10–20 cm. Zonele de control au fost alese în funcție de apropierea lor de zonele afectate. În aceste zone au fost amplasate și suprafețe de

probă, urmate de trei profile secundare. Probele au fost păstrate în laborator pentru uscarea timp de maximum 72 de ore (ISO 18400-206:2018). Pentru a utiliza probele pentru numărarea microorganismelor, este necesar să se elimine fragmentele de material nedorit precum și bucățile de rădăcini sau frunze. Astfel, probele de sol au fost cernute prin site cu ochiuri de 2 mm și au fost umezite și apoi incubate la 37°C pentru o perioadă cuprinsă între trei și cinci zile, urmate de analize microbiologice.

Analiza proprietăților chimice ale probelor de sol (pH, humus, azot total, capacitatea totală de schimb cationic, gradul de saturație în baze) a fost realizată cu ajutorul metodelor standardizate: pH-ul a fost determinat în suspensii apă-sol, cu un raport sol:apă de 1:2,5 prin metoda potențimetrică cu pH-metrul de laborator; conținutul de humus a fost determinat prin metoda Walkley-Black care constă în oxidarea umedă a carbonului din materia organică din sol; pentru conținutul de azot total s-a utilizat metoda Kjeldahl. Această metodă se realizează în două etape și anume: (1) eliberarea azotului din compușii organici (prin digestie sau mineralizare) și (2) dozarea titrimetrică a azotului. Capacitatea totală de schimb cationic este dată de totalul cationilor schimbabili din sol și se determină prin calcul, fiind suma dintre capacitatea de schimb pentru baze (Sb) și capacitatea de schimb pentru hidrogen (Sh), ambele determinate prin metoda Kappen. La fel ca și capacitatea totală de schimb cationic, gradul de saturație în baze rezultă prin calcul, ca raport între capacitatea de schimb pentru baze (Sb) și capacitatea totală de schimb cationic (T). Toate aceste metode sunt în concordanță cu metodologia standardizată [171].

#### *Instalarea dispozitivului experimental și măsurarea respirației solului forestier (Rs)*

Pentru a evalua efectul doborâturilor de vânt asupra emisiilor de CO<sub>2</sub>, a fost măsurată respirația solului (Rs) în mai multe perioade ale anului: primăvara (aprilie), vara (iunie, august) și toamna (octombrie). Fluxurile de CO<sub>2</sub> din sol au fost măsurate cu un analizor portabil de gaz în infraroșu (IRGA), care a fost conectat la o cameră standard de respirație a solului (EGM-4 și SCR-1, PP Systems, SUA). Volumul camerei comerciale (1171 cm<sup>3</sup>) a fost suplimentat de volumul suplimentar generat de colierele instalate în primul centimetru al stratului de sol. Creșterea CO<sub>2</sub> în cameră a fost finalizată în două minute. Pentru a evita deranjarea solului și astfel producerea de erori în determinarea Rs, 20 de gulere PVC (11 cm în diametru și 8 cm în înălțime) au fost instalate aleatoriu la o adâncime de 3 cm în fiecare locație (parcele perturbate și parcele control) cu o săptămână înainte de măsurători. Început (Imag. 2.3.3.). Gulerele au fost amplasate luând în considerare următorii factori: caracteristicile terenului,

amplasarea standului, posibilele resturi de lemn și pietre. Scopul gulerelor a fost de a păstra poziția inițială de măsurare, precum și de a evita contaminările contingente cu gaz prin efectul de difuzie al gazului. Mai mult, Rs nu a fost măsurată în timpul evenimentelor de ploaie iar măsurătorile au fost întotdeauna efectuate între 10 a.m. și 5 p.m., urmând diferite protocoale realizate în trecut [171]. Condițiile meteorologice (precipitații zilnice > 15 mm) au fost luate în considerare pentru a evita supraestimarea emisiilor de CO<sub>2</sub> din sol.

CO<sub>2</sub> din sol a fost măsurat simultan cu caracteristicile de mediu ale solului (temperatură și umiditate). Un senzor specific de temperatură a solului (STP-1, sisteme PP) cu înregistrare continuă a fost atașat la dispozitivul EGM-4 și utilizat pentru a determina temperatura la o adâncime a solului de 3 cm. Un dispozitiv care folosește tehnica de reflectometrie în domeniul timpului (TDR 300, Sensotech, SUA) a fost utilizat pentru a măsura umiditatea solului prin determinarea conținutului volumetric de apă la o adâncime a solului de 20 cm. În plus, am efectuat două măsurători diferite ale SWC în jurul fiecărui guler și am înregistrat valoarea medie (datele nu sunt afișate).

#### *Determinarea a două grupe de microorganisme din sol*

Probele de sol recoltate au fost diluate zecimal. Metoda numărării în plăci (Koch method) a fost utilizată pentru a evalua numărul total de bacterii heterotrofe, precum și numărul total de fungi. Mediul de cultură Plate Count Agar (7,5 pH, incubare 72 h la 37°C) a fost utilizat pentru a număra bacteriile aerobe mezofile. Numărul total de fungi a fost determinat folosind mediul de cultură Agar Sabouraud cu un adaos de 0,5% cloramfenicol (5,4 pH, 4-5 zile de incubare la 25°C) [172]. Plăcile Petri cu mediile de cultură inoculate au fost incubate în incubatorul Memmert UNB 100. După incubare, coloniile de microorganisme au fost numărate cu numărătorul de colonii POL EKO LKB2002. Valorile obținute au fost înmulțite cu factorul de diluție (10<sup>9</sup> pentru bacteriile heterotrofe mezofile și 10<sup>4</sup> pentru ciuperci) pentru a calcula numărul de unități formatoare de colonii (UFC) exprimate la un gram de sol.

#### *Interpretarea statistică a rezultatelor*

Pentru a determina semnificația statistică a diferențelor dintre valorile medii ale parametrilor măsurați în fiecare zonă experimentală s-a utilizat analiza univariată clasică ANOVA (ANOVA unidirecțională, N=3, P=0,05). Această analiză testează o singură variabilă (parametru cantitativ) pentru a efectua o comparație multiplă a probelor (testul Tukey post hoc). Datele au fost prelucrate cu software-ul GraphPad

Prism, versiunea 5.00 (GraphPad Software, San Diego). Cu această metodă statistică poate fi evidențiată influența factorului de stres abiotic asupra variației proprietăților chimice și biologice ale solului studiat. Corelațiile dintre diverșii parametri mășurați în acest studiu au fost obținute prin calcularea coeficientului Pearson folosind același software. Valorile sunt exprimate ca medie $\pm$ abatere standard. Comparațiile multiple medii au fost realizate cu ANOVA trifactorială (P=0,05) urmat de testul post-hoc al lui Tukey (P=0,05).

## Rezultate

*Proprietățile chimice ale solurilor forestiere din zonele afectate de doborâturi de vânt.*

Datele centralizate obținute pentru toate analizele chimice sunt redate în Tabelul 2.3.13.

Tabel 2.3.13. Proprietățile analitice ale solului pentru toate suprafețele experimentale

<b>Nr. crt.</b>	<b>Arboret</b>	<b>Suprafață</b>	<b>pH</b>	<b>Humus (%)</b>	<b>Azot total (%)</b>	<b>T (me %)</b>	<b>V (%)</b>
1	Molid	Doborâturi (Wd)	4.681	10.782	0.553	23.106	41.746
2		Martor (Ctrl)	4.394	13.303	0.682	21.138	32.214
3	Fag	Doborâturi (Wd)	4.959	2.974	0.153	16.543	59.612
4		Martor (Ctrl)	4.735	3.114	0.16	15.960	48.682
5	Stejar	Doborâturi (Wd)	5.003	2.897	0.149	16.338	61.406
6		Martor (Ctrl)	4.732	2.915	0.149	16.146	55.980

Valorile pH-ului au fost mai mari în zonele afectate de doborâturi de vânt (probabil din cauza apariției florei erbacee care a înlocuit așternutul specific mai acid al arboretului), în timp ce cantitatea de humus a fost mai mică în zonele afectate de doborâturile de vânt. Cantitatea totală de azot urmează aceeași tendință de scădere în zonele afectate (datorită dispariției stratului de humus), în timp ce capacitatea totală de schimb cationic (T) și gradul de saturație în baze (V) este mai mare în zonele afectate (în corelație cu creșterea pH-ului). Aceste tendințe au fost observate indiferent de natura standului.

*Influența doborâturilor de vânt asupra respirației solului și a condițiilor de mediu ale solului*

Ratele emisiilor de CO<sub>2</sub> din sol au variat foarte mult în funcție de condițiile microclimatice ale fiecărei perioade de timp, inclusiv temperatura solului (Ts) și

umiditatea solului (SWC), precum și cu starea suprafețelor afectate de doborâturi (Figurile 2.3.4.-2.3.6). Valorile au fost determinate pentru speciile de arbori (molid, fag și stejar) și pentru cele patru perioade de timp, atât pentru suprafețele afectate de vânt (perturbate-P), cât și pentru cele neafectate (martor-M). În suprafețele de molid (Fig.2.3.4.) se evidențiază că temperatura solului la o adâncime de 3 cm a variat de la 3,66°C ( $\pm 0,46$ ) în aprilie (C) la 15,20°C ( $\pm 1,16$ ) în august (C). În plus, umiditatea solului a fost cea mai scăzută în august (C), 10,50 ( $\pm 3,96$ )%, comparativ cu iunie (P), când s-a înregistrat cea mai mare valoare, 26,84 ( $\pm 4,19$ )%. Cele mai mari rate de emisie de CO<sub>2</sub> au fost înregistrate în luna august, fiind de 4,05 ( $\pm 1,30$ )  $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ , însă nu s-au înregistrat diferențe semnificative între parcele (zona de control și zona afectată). Valoarea minimă pentru Rs a fost observată în zona afectată, în aprilie, și anume 1,28 ( $\pm 0,67$ )  $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ .

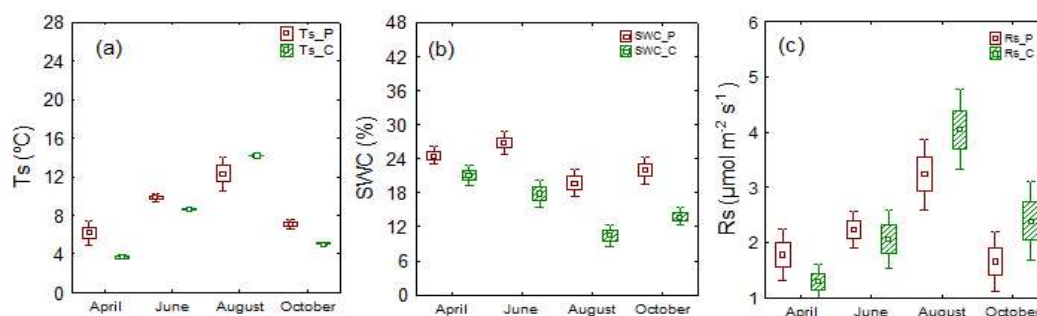


Fig. 2.3.4. Evoluția sezonieră a temperaturii solului (a), umidității solului (b) și respirației solului (c) Box-plot-urile reprezintă mediile, erorile standard și coeficientul de variație din fiecare perioadă a anului (aprilie, iunie, august, octombrie), pentru fiecare parcelă (perturbată -P și martor - C) în suprafața cu Molid

În suprafața cultivată cu fag (Fig. 2.3.5.), cea mai scăzută temperatură a solului, 8,94 ( $\pm 0,31$ )°C, a fost înregistrată în aprilie (P), în timp ce cea mai mare valoare, 18,76 ( $\pm 0,53$ )°C, a fost observată în august (C), deși diferențele înregistrate pentru această dată au fost nesemnificative între parcele. Umiditatea solului a fost cea mai scăzută în august (C), 6,42 ( $\pm 1,37$ )%, și cea mai mare în iunie (P), 31,67 ( $\pm 9,42$ )%. Această valoare poate fi comparată cu valoarea înregistrată de suprafața martor în aprilie, 30,63 ( $\pm 5,06$ )%. Emisiile de CO<sub>2</sub> din sol au fost cele mai mari în iunie (C), 4,09 ( $\pm 2,64$ )  $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ , și cele mai scăzute în aprilie, 1,60 ( $\pm 0,42$ )  $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ .

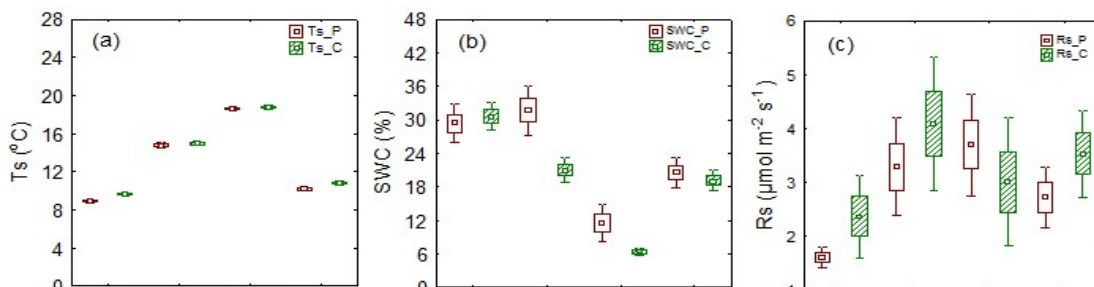


Fig. 2.3.5. Evoluția sezonieră a temperaturii solului (a), umidității solului (b) și respirației solului (c). Box-plot-urile reprezintă mediile, erorile standard și coeficientul de variație din fiecare perioadă a anului (aprilie, iunie, august, octombrie) pentru fiecare parcelă (perturbare -P și control - C) în zona cu fag

În ceea ce privește suprafețele cu stejar (Fig.2.3.6.), cele mai scăzute valori ale temperaturii solului au avut loc în lunile aprilie,  $10,42 (\pm 0,23)^{\circ}\text{C}$  și octombrie,  $10,80 (\pm 0,23)^{\circ}\text{C}$ , pentru același tip de suprafață (C). Cea mai ridicată temperatură a solului,  $23,78 (\pm 2,17)^{\circ}\text{C}$ , a fost înregistrată în august pentru suprafața afectată de doborâturi (P). Valoarea minimă a umidității solului,  $9,25 (\pm 2,27)\%$ , a fost măsurată în suprafața de control (C) în luna august, în timp ce valoarea maximă,  $36,01 (\pm 3,49)\%$ , a fost înregistrată în aprilie în suprafața afectată (P). Această valoare este similară cu valorile înregistrate pentru aceeași perioadă de timp în suprafața perturbată (P), și anume  $36,99 (\pm 8,73)\%$ . Diferențe ne semnificative între suprafețe (P, C) au fost înregistrate pentru Rs în cursul lunii aprilie, cu valori minime de  $1,97 (\pm 0,57) \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$  (C) și  $1,99 (\pm 1,36) \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$  (P). Mai mult, valoarea maximă a Rs,  $3,57 (\pm 1,11) \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ , a fost înregistrată în iunie (C).

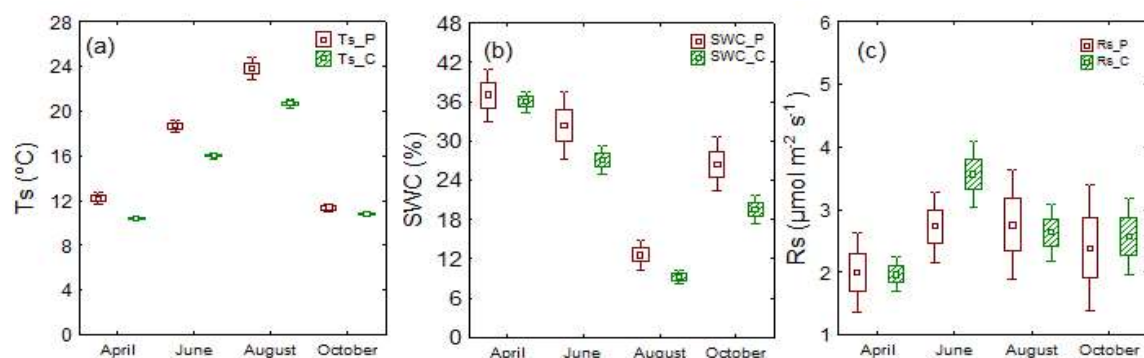


Fig. 2.3.6. Evoluția sezonieră a temperaturii solului (a), umidității solului (b) și respirației solului (c). Box-plot-urile reprezintă mediile, erorile standard și coeficientul de variație din fiecare perioadă a anului (aprilie, iunie, august, octombrie) pentru fiecare parcelă (perturbare -P și control - C) în suprafața cu stejar.

*Influența doborâturilor de vânt asupra abundenței bacteriilor și ciupercilor heterotrofe aerobe din solurile forestiere*

Tabelele 2.3.14.-2.3.17. prezintă valorile parametrilor biologici ai probelor de sol sub formă de medie  $\pm$  abatere standard pentru a sublinia diferențele semnificative statistic dintre valorile medii bazate pe ANOVA unidirecțională.

Tabel 2.3.14. Rezultatele numărului total de bacterii heterotrofe aerobe și a fungilor pentru factorul Zonă

Factor: Zonă	Bacterii heterotrofe aerobe (HAB) (UFC/g sol)	Fungi (UFC/g sol)
Rucăr (N=6)	1.527E+11b $\pm$ 9.515E+10	8.200E+05a $\pm$ 7.255E+05
Mihăești (N=12)	4.383E+11a $\pm$ 2.153E+11	1.454E+06a $\pm$ 1.847E+06

Notă: pentru fiecare coloană, litere diferite indică diferențe semnificative statistic între medii. Rezultatele au fost interpretate statistic cu testul post-hoc al lui Tukey (P = 0,05). Valorile sunt exprimate ca medie  $\pm$  abatere standard. N reprezintă numărul de mostre.

S-au observat diferențe semnificative statistic în abundența bacteriilor heterotrofe aerobe între locații. Valorile au fost semnificativ mai mari în zona Mihăești decât în zona Rucăr (Tabelul 2.3.14.).

Tabel 2.3.15. Rezultatele numărului total de bacterii heterotrofe aerobe și a fungilor pentru factorul Specie

Factor: Specie	Bacterii heterotrofe aerobe (HAB) (UFC/g sol)	Fungi (UFC/g sol)
Molid	4.485E+11a $\pm$ 2.276E+11	9.333E+05a $\pm$ 1.511E+06
Fag	4.280E+11a $\pm$ 2.234E+11	1.975E+06a $\pm$ 2.137E+06
Stejar	1.527E+11b $\pm$ 9.515E+10	8.200E+05a $\pm$ 7.255E+05

Notă: pentru fiecare coloană, litere diferite indică diferențe semnificative statistic între medii. Rezultatele au fost interpretate statistic cu testul post-hoc al lui Tukey (P = 0,05). Valorile sunt exprimate ca medie  $\pm$  abatere standard. N reprezintă numărul de mostre.

Am comparat toate valorile abundenței microorganismelor obținute atât pentru zonele afectate de doborâturi, cât și pentru cele neafectate în toate cele trei arborete, pentru a sublinia variația microorganismelor din solurile forestiere. Au fost observate diferențe semnificative statistic între abundența bacteriilor heterotrofe aerobe în cazul celor trei specii de arbori. Bacteriile au fost mai abundente în solurile din arboretele de fag și stejar decât în solurile din arboretele de molid (Tabelul 2.3.15.).

Tabel 2.3.16. Rezultatele numărului total de bacterii heterotrofe aerobe și a fungilor pentru factorul Status

Factor: Status	Bacterii heterotrofe aerobe (HAB) (UFC/g sol)	Fungi (UFC/g sol)
Martor	3.441E+11a ±2.348E+11	1.833E+06a ±1.686E+06
Afectată de doborâturi	3.420E+11a ±2.347E+11	6.522E+05b ±1.261E+06

Notă: pentru fiecare coloană, litere diferite indică diferențe semnificative statistic între medii. Rezultatele au fost interpretate statistic cu testul post-hoc al lui Tukey (P = 0,05). Valorile sunt exprimate ca medie ± abatere standard. N reprezintă numărul de mostre.

Fungii au fost mai abundenți în variantele de sol martor neafectate de doborâturi de vânt decât în variantele de sol care au fost afectate, evidențiindu-se valori semnificativ mai mari în suprafețele martor (Tabelul 2.3.16.).

Tabel 2.3.17. Rezultatele numărului total de bacterii heterotrofe aerobe și a fungilor pentru factorul Specie\*Status

Factor: Specie*Status	Bacterii heterotrofe aerobe (HAB) (UFC/g sol)	Fungi (UFC/g sol)
Fag*Doborâturi	5.663E+11ab ±2.890E+11	5.663E+11ab ±2.890E+11
Fag*Martor	3.307E+11b ±6.638E+10	3.307E+11b ±6.638E+10
Stejar* Doborâturi	2.483E+11b ±1.020E+11	2.483E+11b ±1.020E+11
Stejar* Martor	6.077E+11a ±1.323E+11	6.077E+11a ±1.323E+11
Molid* Doborâturi	2.113E+11b ±1.100E+11	2.113E+11b ±1.100E+11
Molid* Martor	9.397E+10ab ±1.404E+10	9.397E+10ab ±1.404E+10

Notă: pentru fiecare coloană, litere diferite indică diferențe semnificative statistic între medii. Rezultatele au fost interpretate statistic cu testul post-hoc al lui Tukey (P = 0,05). Valorile sunt exprimate ca medie ± abatere standard. N reprezintă numărul de mostre.

Valorile parametrilor microbiologici determinate în variantele de control au fost comparate cu valorile variantelor afectate în cadrul zonelor cu o singură specie de arbori și în aceeași locație. Abundența fungilor în pădurea de stejar din zona Mihăești a fost afectată de doborâturi de vânt, deoarece s-au înregistrat valori semnificativ mai mici în comparație cu suprafața martor. În solurile din pădurile comune de fag și molid, numărul total de fungi nu a variat semnificativ (Tabelul 2.3.17.).

Fig. 2.3.7. evidențiază diferențele dintre valorile medii ale parametrilor microbiologici monitorizați în variantele de sol martor și variantele afectate, pe baza zonelor studiate și a principalelor specii de arbori. În zona Mihăești, solul cu stejar afectat de doborâturi a avut un număr total de fungi semnificativ mai mic decât în zonele martor cu o valoare medie cu 93,24% mai mică decât valoarea medie din zona martor. Bacteriile heterotrofe aerobe au fost și ele mai puțin abundente, cu o valoare medie cu 59,13% mai mică decât varianta martor, dar diferența a fost nesemnificativă statistic.



Situația este însă diferită pentru pădurea de fag din zona Mihăești. Aici, microorganismele au fost mai abundente pe suprafața afectată, deși diferența este nesemnificativă statistic. În acest caz, numărul total de bacterii aerobe a fost cu 266,67% mai mare decât suprafața martor, în timp ce numărul total de fungi a fost cu 71,27% mai mare. În Valea Ivan (sit Rucăr), variațiile au fost nesemnificative în pădurea de molid, cu valori ale bacteriilor aerobe cu 124,90% mai mari în varianta afectată comparativ cu varianta martor, în timp ce numărul total de fungi a fost cu 82,86% mai mic decât varianta martor.

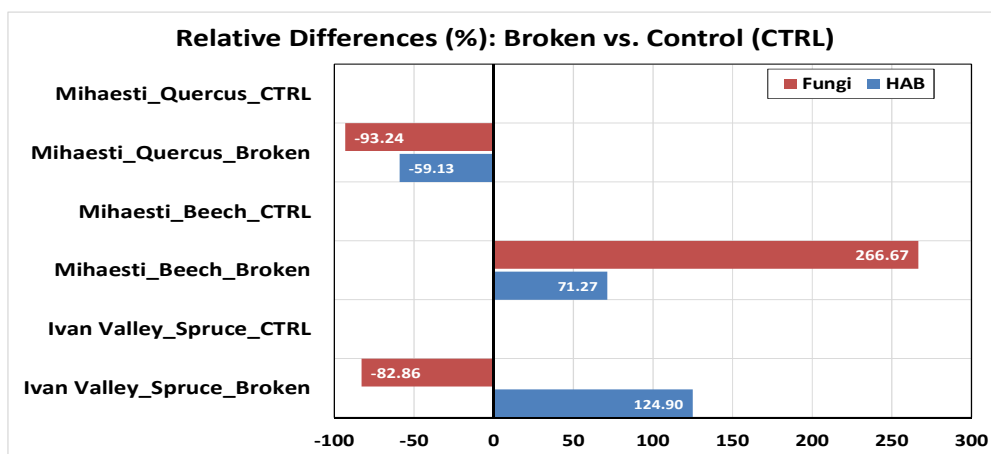


Fig. 2.3.7. Comparația bacteriilor aerobe și a fungilor între variantele de sol afectate de doborâturi și varianta martor pe baza factorului de interacțiune

Localizare\*Specie\*Status

## Discuții

*Proprietățile chimice ale solurilor forestiere din zonele afectate de doborâturi de vânt.*

Luând în considerare datele corespunzătoare celor două categorii de adâncime, este evident că dinamica proprietăților chimice ale solului înregistrează în primii 10 cm ai profilului de sol același trend atât în zonele afectate cât și în cele neafectate. Pentru zonele afectate, aceste modificări includ o creștere a pH-ului, o creștere a gradului de saturație în baze și a capacității totale de schimb cationic și o scădere a cantităților de humus și azot total. Cu toate acestea, diferențele între concentrațiile de humus și azot total apar la adâncimi mai mari atât pentru zonele afectate, cât și pentru cele neafectate. În unele cazuri, aceste concentrații pot chiar să dispară (fag și stejar). Ca atare, se pare că doborâturile de vânt (Imag.2.3.4.) afectează unele proprietăți ale solului (humus și azot) doar în primii 10 cm din profilul solului pentru speciile foioase, în timp ce aceste proprietăți sunt afectate și la adâncimi de până la 20 cm pentru speciile

rășinoase.



Imag. 2.3.4. Zone afectate de doborâturi într-un arboret cultivat cu specia *Picea abies*

#### *Respirația solurilor forestiere în zonele afectate de doborâturi de vânt*

Rezultatele acestui studiu arată că nivelul emisiilor de CO<sub>2</sub> în sol este mai mare în suprafețele perturbate, cu excepția lunii iunie (fag) și august (molid și stejar). Alte studii [154,173,174] coroborează observația conform căreia ratele Rs înregistrate într-o pădure de molid din Norvegia au fost mai mari în zonele parțial sau complet afectate de doborâturi de vânt sau în parcelele în care lemnul a fost recoltat în întregime după fenomen, în comparație cu suprafețele neafectate (parcela martor). În plus, variabilitatea fluxurilor de CO<sub>2</sub> în sol a fost afectată în principal de factori microclimatici (Ts, SWC). Temperatura solului a fost principalul parametru care explică diferențele înregistrate între suprafețele analizate. Acest fapt este confirmat de un studiu (Amiro et al., 2010) care demonstrează importanța temperaturii solului în explicarea impactului doborâtului vântului asupra Rs. După cum ne așteptam, cel mai scăzut nivel de umiditate a solului a fost înregistrat în august, pe baza creșterii temperaturii solului, în pădurile de molid și stejar. S-au observat emisii reduse de CO<sub>2</sub> în sol în suprafața perturbată (P), comparativ cu suprafața de control (C), chiar dacă situația a fost diferită pentru pădurea de fag (Rs a fost mai mare în suprafața P în comparație cu suprafața C). Indirect, conținutul mai scăzut de humus și azot observat în suprafețele P poate explica modificările ulterioare în distribuția cantitativă și calitativă a populațiilor bacteriilor heterotrofe din siturile experimentale, susceptibile să modifice spațio-temporal producția de CO<sub>2</sub> din sol. Această posibilitate se reflectă în studiul de față prin prezența majoritară a fungilor în suprafețele martor, în comparație cu suprafețele perturbate. Fără îndoială, diferențele de nivel de descompunere în stratul superior de sol pot explica aceste tendințe privind producția de CO<sub>2</sub> a solului de pe suprafețele C și P. Resturile de lemn din sol provenite de la copacii afectați de doborâturi pot contribui la

îmbogățirea materiei organice a solului, cu posibile efecte pe termen scurt și lung asupra fluxurilor de carbon din sol [175,176,177]

*Influența doborâturilor de vânt asupra bacteriilor heterotrofe aerobe și a fungilor din solurile forestiere*

În Slovacia, Gomoryova et al. (2011) au observat modificările cauzate de doborâturile de vânt în solurile pădurilor din Munții Tatra (dezastrul Velka Lomnica din noiembrie 2004) prin analiza proprietăților fizico-chimice și biologice pe termen lung (2006-prezent) [155]. Rezultatele acestora au arătat o reducere treptată a diversității comunităților microbiene pe suprafețele perturbate. În ceea ce privește abundența microorganismelor din solurile perturbate, acest studiu a subliniat că bacteriile heterotrofe aerobe variază în funcție de zona studiată. De exemplu, bacteriile mezofile au fost mai abundente în solurile din pădurile de fag și stejar decât în solurile de molid. Compararea zonelor martor din ambele locații cu zonele perturbate relevă că fungii sunt mai abundenți în suprafețele de control decât în suprafețele afectate. Speciile de arbori dominante și factorul de stres reprezentat de doborâturile de vânt au influențat abundența fungilor, întrucât s-au înregistrat valori semnificativ mai mici în solurile de stejar perturbate din Mihăești decât în parcela martor. Microorganismele nu au variat semnificativ în solurile de fag și de molid.

### **Concluzii**

Factorii abiotici și doborâturile de vânt pot duce la alterarea proprietăților fizice, chimice și biologice ale solurilor forestiere. pH-ul solurilor este mai mare în zonele afectate de doborâturi de vânt. Cantitatea totală de humus și azot este mai mică în zonele perturbate, în timp ce capacitatea totală de schimb cationic și gradul de saturație în bază sunt mai mari. În acest studiu asupra modului în care diferitele arborete sunt afectate de doborâturi, primii 10 cm ai solului au arătat aceeași variație a proprietăților chimice ale solului pentru toate categoriile de arboret. Pe de altă parte, aceste diferențe nu mai apar la adâncimi mai mari în arboretele de foioase. Natura arboretului nu influențează variația proprietăților chimice ale solurilor afectate de doborâturi.

S-a observat că factorii microclimatici ai solului ( $T_s$  și SWC) influențează producția de  $CO_2$  din sol, întrucât s-au observat valori mai mari ale producției de  $CO_2$  pe suprafețele afectate de doborâturi. Cele mai mari fluxuri de  $CO_2$  într-un anumit sezon au fost observate în arboretul de fag. În plus, corelația dintre SWC și  $R_s$  a fost mai mare pentru arboretul de molid. Pentru celelalte situri (fagul și stejarul), rata emisiilor de  $CO_2$

a fost corelată semnificativ cu temperatura doar pentru zonele perturbate. Acest lucru este probabil explicat de altitudinea scăzută a acestor situri și, în consecință, de temperatura medie mai mare în comparație cu altitudinea mai mare a sitului de molid.

#### **2.3.4. Influența incendiilor asupra activității biologice a solurilor forestiere din Vrancea, România**

Solurile sunt influențate de compoziția arboretului și de regimul hidrologic, precum și de factorii de stres abiotic, inclusiv incendiile forestiere. Ca atare, acest studiu a analizat trei arborete afectate de incendii cu nivel de gravitate diferit. Probele de sol au fost recoltate în primăvara anului 2017 din trei suprafețe din județul Vrancea, estul României. Pentru fiecare zonă studiată, s-au obținut trei profile de sol din zonele afectate de incendii și trei profile de sol din zonele de control (martor, situate aproape una de alta. Respirația solului a fost determinată prin monitorizarea fluxurilor de CO<sub>2</sub> cu ajutorul unui Analizor de gaze EGM Environmental Gas Monitor, PP systems. Evaluarea numărului total de bacterii heterotrofe aerobe mezofile, a numărului total de fungi și a numărului total de bacterii fixatoare de azot din genul *Azotobacter* a fost realizată prin metoda Koch. Rezultatele obținute au fost interpretate statistic cu analiza clasică univariată ANOVA. Incendiile au afectat concentrațiile de humus și azot total la un anumit interval de timp după apariția lor, dar numai în primii 10 cm din profilul solului și în cazul incendiilor de intensitate redusă. De asemenea, a fost stabilită o corelație între temperaturile ridicate și fluxurile de CO<sub>2</sub>. Incendiile au afectat abundența fungilor, iar la 6 ani de la apariția lor, efectele „nevăzute” ale incendiilor asupra caracteristicilor solului forestier sunt încă prezente și anume o scădere a respirației solului și a numărului bacteriilor din sol, o creștere pH-ului și o scădere a humusului și azotului total din sol.

#### **Introducere**

Mai mult de două treimi din biodiversitatea terestră este reprezentată de ecosistemele forestiere. Această biodiversitate este foarte importantă pentru menținerea serviciilor ecosistemice. Baldrian și colab. (2015) au observat că speciile care compun arboretele sunt cele care afectează cel mai mult biodiversitatea solurilor, cele mai afectate specii fiind ciupercile, în comparație cu bacteriile [178]. Prin analiza rezultatelor proiectului FunDivEUROPE (în care au fost studiate cinci arborete din Europa, inclusiv unul din Suceava), Carnol et al. (2015) au constatat că biomasa microbiană a solului crește odată cu creșterea diversității speciilor forestiere. Tipul de

sol a fost podzol și cambisol distric [179]. Valorile indicelui Shannon calculate de autori au fost 1,06 la o altitudine de 600 m, și 1,07 la 900 m, cu cea mai mică valoare de 0,87 la 1200 m [180]. În general, indicii de activitate ai microorganismelor din sol se corelează bine cu conținutul de carbon organic și azot, parțial cu conținutul de apă și deloc cu aciditatea solului [155]. Problema factorilor care influențează compoziția comunităților microbiene din sol a fost mult timp dezbătută și se presupune că, în timp ce la nivel local, comunitățile microbiene din sol pot fi explicate datorită plantelor existente [181,182,183], la un nivel mai larg, regional și continental, sunt mai importanți alți factori și anume clima, topografia, pH-ul solului și factorii abiotici [184,185,186,187].

Răspunsul proceselor microbiene la condițiile de stres ale mediului nu se referă doar la umiditatea solului și la disponibilitatea nutrienților și a materiei organice, ci încorporează și modificări în structura comunităților microbiene [188]. Solurile sunt foarte sensibile la schimbările în compoziția arboretelor, în regimul hidrologic sau în desfășurarea proceselor biologice de bază [152,170] și mai ales la impactul uman – inclusiv incendiile forestiere [189]. Incendiul de pădure reprezintă unul dintre cei mai importanți factori de mediu care perturbă echilibrul natural între componentele biogeocenotice individuale, afectând atât tipul de vegetație, cât și dinamica și starea solului, precum și comunitățile vegetale. Incendiile forestiere sunt unul dintre principalii factori care reduc taxonomia și diversitatea funcțională a comunităților microbiene din sol [190,191,192]. Din această perspectivă, Fernandez-Gonzalez et al. (2015) au analizat comunitățile microbiene asociate arboretelor de stejar și carpen la 3 ani după un incendiu de pădure [193]. Ei au stabilit populațiile bacteriene cele mai afectate, precum și cele mai rezistente la incendii, prin efectuarea de studii genetice asupra bacteriilor rezistente și prin determinarea enzimelor care pot juca un rol crucial în acest proces.

Produsele toxice din sol, cum ar fi hidrocarburile poliaromatice, sunt redistribuite, ceea ce duce la mortalitatea organismelor din sol. Grasso și colab. (1996) au constatat o creștere a unor populații microbiene de 2,7 ori după 10 zile, în comparație cu situațiile martor și au explicat acest lucru printr-o modificare a raportului de participare a respirației heterotrofe ale solului în circuitul carbonului [194]. Efectul imediat al incendiilor asupra organismelor din sol constă într-o reducere a biomasei acestora [194]. De fapt, temperaturile maxime sunt adesea atât de ridicate încât pot ucide majoritatea ființelor vii. În general, efectele directe ale focului asupra nevertebratelor care trăiesc în sol sunt mai puțin importante decât cele asupra microorganismelor, datorită mobilității lor mai mari care le permite nevertebratelor să scape de căldură

pătrunzând adânc în sol.

Totuși, efectele indirecte ale focului, prin reducerea materiei organice, pot duce la o scădere dramatică a numărului de specii de nevertebrate care trăiesc în sol. Un alt studiu, realizat în Polonia, în Munții Carpați, s-a concentrat pe diversitatea comunităților bacteriene din sol pe un transect altitudinal. În acest scop, autorii au ales următoarele altitudini: 600, 900 și 1200 m. Arboretele mixte de fag, carpen, stejar și mesteacăn pot fi întâlnite la altitudinea de 600 m, urmate de arborete mixte de fag și brad la 900 m, iar arboretele de molid cu câteva specii de frasin de munte la 1200 m. Recursiunea la normalitate pentru numărul de specii nu este previzibilă, deoarece este legată de umiditatea solului după un incendiu [195]. O problemă mai puțin studiată este modul în care dinamica solului după incendiu este afectată de secetă. Efectele interacțiunii dintre secetă și incendiu sunt puțin cunoscute, în special în ceea ce privește dinamica nutrienților din sol și procesele microbiene [196,197,198]. Temperaturile crescute și precipitațiile reduse, printre alți factori, pot crește, de asemenea, activitatea incendiului, ducând la incendii mai mari și mai severe [199,200,201,202]. În plus, aceasta înseamnă că refacerea post-incendiu a acestor ecosisteme poate fi afectată și de secetă.

Scopul acestui studiu a fost de a determina influența incendiilor din ultimii 5–6 ani asupra activității chimice și microbiologice a solurilor forestiere. Toate cele trei parcele studiate sunt situate în partea de est a României, mai exact în județul Vrancea. Au fost determinați unii parametri chimici precum pH-ul, indicele de umiditate, humusul, azotul total și carbonații. De asemenea, pentru măsurarea respirației solului au fost monitorizate fluxurile de CO<sub>2</sub> în zonele forestiere și în cele afectate de incendii. Pentru a studia influența focului asupra activității biologice și asupra comunităților microbiene ale solurilor selectate, au fost analizate: activitatea dehidrogenazei, numărul total de bacterii mezofile, numărul total de fungi și numărul total de bacterii fixatoare de azot din genul *Azotobacter*.

### **Material și metodă**

#### *Descrierea suprafețelor experimentale*

Cercetările au fost efectuate în Ocoalele Silvice Vidra și Focșani din județul Vrancea. Pădurile din aceste districte sunt compuse în principal din arborete de pin (*Pinus sylvestris* L. și *Pinus nigra* J.F. Arnold) [203], cătină (*Hippophae salicifolia* D. Don) și alte specii și sunt situate pe terenuri degradate [204].

Trei arborete afectate de incendii (în ultimii 5–6 ani) de gravitate diferită au fost analizate după cum urmează:

Parcela 1. Ocolul Silvic Vidra, parcela Țifești, U.P. I Bolotești, u.a. 166 – incendiu

puternic de litieră pe o suprafață de 6000–7000 m<sup>2</sup> – în 2011. Compoziția standului este 100% pin negru (*P. nigra*).

Parcela 2. Ocolul Silvic Vidra, parcela Valea Sării, U.P. III Valea Sării, u.a. 105 A – incendiu de litieră slab-mediu pe o suprafață de 3000–4000 m<sup>2</sup> – în anul 2012. Compoziția arboretului este 90% pin negru și 10% alte specii.

Parcela 3. Ocolul Silvic Focșani, parcela Suraia, U.P. IX Biliiești, u.a. 83B – incendiu de litieră și de copaci, mediu, pe o suprafață de aproximativ 5 ha – în anul 2011. Compoziția arboretului este 70% frasin (*Fraxinus excelsior* L.) și 30% stejar pedunculat (*Quercus robur* L.).

Datele parcelare pentru zonele în care au fost amplasate zone de probă pentru determinarea influenței incendiului asupra caracteristicilor solurilor forestiere sunt prezentate în Tabelul 1. Tipurile de sol din cele trei zone sunt: faeoziom pentru Suraia și Valea Sării și cernoziom cambic pentru Țifești, soluri caracteristice zonei de câmpie. Faeoziomul ocupă 3% din suprafața totală a solului forestier din România, în timp ce cernoziomul ocupă 1%. Ambele soluri se caracterizează printr-un conținut ridicat de humus.

Tabel 2.3.18. Caracteristicile suprafețelor afectate de incendii

Nume	OS	UP	ua	Suprafață (ha)	Tip de pădure	Relief	Altit. (m)	Panta	Comp.	Vârsta (ani)	Clasă de productiv.	Consistență
Plot 1 Țifești	Vidra	I	166	3.3	8117	Clough	170	S	10Pin	30	4	0.8
Plot 2 Valea Sării	Vidra	III	105A	18.6	5131	Slope	590	S	9Pin1DT	45	3	0.8
Plot 3 Suraia	Focșani	IX	83B	7.1	9312	Low meadow	200	-	7Fr3St	6	3	0.4

#### Prelevarea probelor și analiza acestora

În timpul lucrărilor de teren din primăvara anului 2017 (la începutul lunii martie), au fost recoltate probe de sol din cele trei parcele descrise în secțiunea precedentă (parcele 1, 2 și 3) reprezentate de diferite intensități de incendiu. În fiecare parcelă s-au obținut trei profile de sol (cu două orizonturi standard: 0–10 și 10–20 cm) din zonele afectate de incendiu (In), și trei profile din zonele martor (neafectate de incendiu) – M (martor). În final, am obținut 36 de probe de sol, având pentru fiecare parcelă șase profiluri (trei In și trei M) pe două orizonturi:

Total probe de sol=3 parcele\*{[3 profile(In)+3profile(M)]\*2orizonturi}

În plus, pentru parcelele 1, 2 și 3 a fost obținut un profil principal de sol (PP) din care au fost apoi adunate probe de orizonturi pedo-genetice pentru a determina tipul

principal de sol. În laborator, probele au fost lăsate maxim 72 de ore pentru uscare. Atunci când sunt utilizate pentru evaluarea numărului de microorganisme, probele au fost cernute prin site cu diametrul de 2 mm și au fost eliminate resturile de rădăcin, frunze, tulpini mici și insecte. Probele de sol au fost apoi umezite și incubate timp de 3 până la 5 zile la 37<sup>0</sup>C, urmate de analizele microbiologice. Analiza proprietăților chimice ale probelor de sol (pH, humus, azot total și carbonați) a fost efectuată pe baza metodologiilor naționale și internaționale în vigoare [205].

#### *Măsurarea respirației solului*

Monitorizarea fluxurilor de CO<sub>2</sub> în zonele forestiere și în cele afectate de incendiu s-a realizat cu ajutorul unui aparat portabil care analizează direct concentrațiile de dioxid de carbon (CO<sub>2</sub>) într-o cameră mică de respirație imobilă a solului (SRC-1). Această cameră de respirație a solului are un volum de 1171 cm<sup>3</sup> și o suprafață de acoperire de 78 cm<sup>2</sup> căreia i-a fost atașat un manșon de cauciuc pentru a-l conecta la inelele (gulere) din PVC instalate permanent în sol. Cele două componente ale dispozitivului sunt interconectate, în timp ce procedura de măsurare este controlată de sistemul de operare din modulul principal. Acest dispozitiv (EGM – monitor de gaz de mediu; PP Systems, SUA) se bazează pe un senzor în infraroșu care măsoară concentrația de CO<sub>2</sub> din cameră (IRGA). Mai mult, metoda utilizată pentru determinarea concentrațiilor și, implicit, a respirației solului (echivalent cu fluxul de CO<sub>2</sub>, asimilarea CO<sub>2</sub>) folosește tehnica camerelor dinamice închise [206].

Au fost efectuate periodic măsurători ale respirației solului (SR), dar au fost luate în considerare și condițiile atmosferice. Ca atare, în ultimele 24 de ore înainte de măsurători, nu a trebuit să existe precipitații, pentru a descuraja intensificarea scurtă a activității rizosferei. Pentru fiecare zonă de probă ('p' înseamnă perturbat/afectat și 'np' înseamnă neperturbat), au fost prelevate 20 de probe, la o distanță de 2 m, ținând cont de configurația câmpului și de poziția arborilor afectați/neafectați. Cu o săptămână înainte de începerea măsurătorilor, poziția viitoarelor măsurători de concentrație a fost determinată în teren prin amplasarea inelelor din PVC de o dimensiune standard (110 mm în diametru) pentru fiecare zonă de probă. Acest lucru a fost făcut pentru a evita perturbarea solului și pentru a păstra o poziție inițială de măsurare, precum și pentru a evita o posibilă contaminare sau eliberare de gaze în mediul înconjurător. Fiecare campanie de măsurare a fost făcută pe o durată de 2 zile. Aparatul măsoară concentrațiile de CO<sub>2</sub> din sol pentru fiecare repetare timp de 2 min.

În plus, dispozitivul are atașat un senzor de temperatură (STP-1) cu înregistrare



continuă, care a fost folosit pentru determinarea temperaturii solului la o adâncime de 3 cm, acesta fiind nivelul cel mai afectat în ceea ce privește rădăcinile fine și microorganismele. Mai mult, fiecare repetare a fost însoțită de determinarea temperaturii și umidității solului și atmosferei. Pentru conținutul de apă din sol (SWC), a fost utilizată o tehnică în domeniul timpului (TDR 300, Sensotch, SUA) pentru stabilirea umidității volumetrică a solului la o adâncime de 20 cm. Măsurătorile au fost efectuate în trei perioade, una în toamnă (2016) și celelalte două în primăvară (2017).

#### *Analiza microorganismelor din sol*

Au fost analizate numărul total de fungi, numărul total de bacterii heterotrofe mezofile și numărul total de bacterii fixatoare de azot din genul *Azotobacter* din solurile selectate. Probele de sol au fost supuse diluțiilor zecimale. Evaluarea numărului total de bacterii heterotrofe mezofile, a numărului total de fungi și a numărului total de bacterii fixatoare de azot din genul *Azotobacter* a fost realizată prin metoda Koch. Pentru numărarea bacteriilor aerobe mezofile (pH 7,5, incubare timp de 3 zile la 37<sup>0</sup>C) a fost utilizat un mediu cu agar [207]. Numărul total de ciuperci a fost determinat utilizând mediul de cultură agar *Sabouraud* cu inserarea de 0,5% cloramfenicol (pH 5,4, incubare timp de 4-5 zile la 25<sup>0</sup>C) [208]. Bacteriile nesimbiotice fixatoare de azot din genul *Azotobacter* au fost cultivate într-un mediu de cultură cu agar manitol Ashby (pH 7,4, incubare timp de 5 zile la 35–37<sup>0</sup>C) [209]. Plăcile Petri cu mediile inoculate au fost incubate într-un incubator Memmert UNB 100. După perioada de incubație, coloniile de microorganisme au fost numărate cu ajutorul unui numărător de colonii POL EKO LKB2002. Valorile obținute au fost înmulțite cu factorul de diluție ( $10^9$  pentru bacteriile mezofile heterotrofe,  $10^4$  pentru fungi și  $10^6$  pentru bacteriile *Azotobacter*). Ca atare, numărul de unități formatoare de colonii (UFC) a fost raportat la un gram de sol [210].

#### *Activitatea dehidrogenazică a microorganismelor din sol*

Activitatea dehidrogenazică reflectă intensitatea metabolismului microbial din sol, precum și activitatea microbială. Dehidrogenazele sunt implicate în oxidarea substratului organic al solului prin transferul hidrogenului la o serie de acceptori anorganici NAD (nicotinamidă-adenin-dinucleotidă) sau NADP (nicotinamidă-adenin-dinucleotid-fosfat) [211]. Făcând parte din sistemul enzimatic al microorganismelor implicate în metabolismul celular, ele pot fi considerate indicatori ai sistemului oxidativ microbial [212]. Activitatea dehidrogenazei este cauzată de substanțele organice prezente în sol. Ca atare, din fiecare variantă de sol s-au luat 6 g pământ (șase variante

a câte trei repetiții), pentru fiecare repetare. Aceste probe au fost amestecate cu 1 ml de soluție 3% TTC (clorură de 2,3,5 trifeniltetrazoliu) și 2 ml de apă distilată. Probele au fost incubate timp de 48 de ore la 32<sup>0</sup>C. În timpul incubăției, TTC, care este un compus incolor, este transformat într-un compus roșu (trifenilformazan) sub acțiunea hidrogenului transferat de dehidrogenază. Formazanul este extras cu metanol astfel încât, după perioada de incubare, s-au adăugat 10 ml de metanol la toate probele. După aceasta, probele au fost agitate cu un agitator magnetic și centrifugate timp de 10 minute la 4000 rpm. Supernatantul a fost determinat spectrofotometric la o lungime de undă de 485 nm. Ca atare, cu cât concentrația de formazan este mai mare, cu atât activitatea dehidrogenazei este mai mare, care este exprimată în mg formazan/g sol [84,213].

#### *Analizele statistice*

Semnificația statistică a diferențelor între valorile medii ale parametrilor pentru diferitele zone experimentale investigate a fost studiată utilizând analiza clasică univariată a varianței (ANOVA unidirecțională; N=3, P<0,05). Această analiză oferă rezultate pentru o singură variabilă (parametru cantitativ) pentru a multiplica eşantioanele (testul Tukey post-hoc). Rezultatele cercetării au fost generate cu software-ul GraphPad Prism, versiunea 5.00 (GraphPad Software, San Diego). Analiza de variație descrie influența factorului de stres abiotic asupra variației proprietăților biologice ale solurilor studiate. Pentru a studia relațiile dintre activitatea dehidrogenazei solului și abundența grupurilor de microorganisme studiate, s-au realizat corelații între parametrii studiați prin calcularea coeficientului Pearson (software GraphPad Prism, versiunea 5.5).

### **Rezultate și discuții**

#### *Proprietățile chimice ale solurilor forestiere din suprafețele afectate de incendii*

În tabelul 2.3.19. se poate observa că pH-ul solului a fost mai mare în zonele afectate de incendiu, în timp ce concentrațiile de humus și de azot au fost mai mici, cu excepția zonelor cu incendiu de severitate slabă unde acestea au avut valori mai mari datorită severității reduse a incendiului dar și apariției vegetației erbacee abundente în zona în care s-a efectuat plantare recentă. Aceste tendințe sunt constante, indiferent de gravitatea incendiului. Diferențele dintre tipurile de incendiu nu sunt observabile, cu

excepția cantității de azot din sol în zonele cu incendiu de severitate slabă, datorită severității reduse dar și timpului relativ lung care a trecut de la apariția acestuia

Tabel 2.3.19. Datele analitice ale solului din zonele Valea Sării, Suraia și Țifești

<i>Nr. crt.</i>	<i>Suprafață</i>	<i>Tip de zonă/Intensitatea incendiului</i>	<i>pH</i>	<i>Humus (%)</i>	<i>Azot total (%)</i>	<i>Carbonați (g/kg)</i>
1	Valea	Slabă	7.987	5.357	0.300	16.122
2	Sării	Zona martor	7.870	5.508	0.282	10.034
3	Suraia	Medie	8.032	2.905	0.149	6.975
4		Zona martor	7.941	3.885	0.199	7.099
5	Țifești	Puternică	7.828	4.184	0.215	7.591
6		Zona martor	7.814	4.497	0.231	6.078

Dacă se analizează datele obținute pentru cele două categorii de adâncime, se poate observa că aceleași variații ale proprietăților chimice ale solului se înregistrează în primii 10 cm de sol (o creștere a pH-ului și o scădere a cantităților de humus și azot total – pentru zonele afectate de incendiu). Totuși, la adâncimi mai mari, diferența dintre zonele afectate de incendiu și cele neafectate de incendiu în ceea ce privește cantitățile de humus și azot total dispare în anumite cazuri (și anume în zonele cu incendii de o intensitate slabă). Ca atare, se pare că incendiul afectează unele proprietăți ale solului (cantitatea de humus și azot total) la un anumit interval de timp de la apariția lui, dar numai în primii 10 cm ai profilului solului în cazul incendiilor de gravitate redusă.

#### *Parametrii pedoclimatici și respirația solului*

Pentru măsurătorile efectuate în toamnă, temperatura medie a solului a variat între 13,11<sup>0</sup>C în Valea Sării (SP-afectată) și 16,99<sup>0</sup>C în Suraia (SP-afectată). Pentru cele două măsurători efectuate în primăvară (și anume în martie și aprilie 2017), s-au înregistrat valori similare în ceea ce privește temperatura solului, cu mici diferențe. Ca atare, temperatura minimă de 4,67<sup>0</sup>C a fost înregistrată în luna aprilie în zona Suraia (SP-afectată), în timp ce temperatura maximă de 5,70<sup>0</sup>C a fost înregistrată în martie la Țifești (Tabelul 2.3.20).

Tabel 2.3.20. Temperatura medie a solului și abaterea standard pentru fiecare perioadă și locație măsurată (valorile boldate indică diferențe semnificative statistic ( $p < 0,05$ ))

<i>Locație</i>	<i>Starea zonei</i>	<i>Temperatura medie (°C) și deviația standard</i>		
		<i>sept.2016</i>	<i>mar.2017</i>	<i>apr.2017</i>
Valea Sării	afectată	13.11 ( $\pm 1.21$ )	<b>5.70 (<math>\pm 0.21</math>)</b>	5.14 ( $\pm 0.22$ )
	martor	13.51 ( $\pm 0.52$ )	<b>5.69 (<math>\pm 0.32</math>)</b>	5.08 ( $\pm 0.29$ )
Țifești	afectată	14.58 ( $\pm 0.43$ )	5.37 ( $\pm 0.30$ )	4.89 ( $\pm 0.13$ )
	martor	15.46 ( $\pm 0.43$ )	5.72 ( $\pm 0.25$ )	4.95 ( $\pm 0.17$ )
Suraia	afectată	<b>16.99 (<math>\pm 1.12</math>)</b>	4.87 ( $\pm 0.27$ )	4.67 ( $\pm 0.23$ )
	martor	<b>16.17 (<math>\pm 0.63</math>)</b>	4.77 ( $\pm 0.18$ )	4.70 ( $\pm 0.11$ )

Pentru măsurătorile efectuate în toamnă, valoarea minimă a SWC de 27,92% a fost înregistrată în Țifești (SP-afectată), iar valoarea maximă de 53,96% în Suraia (SP-neafectată). Pentru intervalul de primăvară, din cauza condițiilor climatice (temperaturi scăzute și cantități reduse de precipitații), au existat mici variații ale SWC; ca atare, valoarea minimă înregistrată a fost de 27,36% în Suraia (parcele martor) în luna martie, în timp ce valoarea maximă înregistrată a fost de 41,24% în Valea Sării (martor) în aprilie (Tabelul 2.3.21.).

Tabel 2.3.21. Conținutul mediu de apă din sol și abaterea standard pentru fiecare perioadă și locație măsurată

Locație	Starea zonei	Conținutul mediu de apă (%) și deviația standard		
		sept.2016	mar.2017	apr.2017
Valea Sării	afectată	<b>39.06 (±7.35)</b>	<b>38.68 (±1.98)</b>	37.58 (±3.24)
	martor	<b>33.25 (±7.08)</b>	<b>39.83 (±2.26)</b>	41.24 (±1.89)
Țifești	afectată	31.88 (±5.18)	<b>33.15 (±2.04)</b>	<b>31.59 (±1.65)</b>
	martor	27.92 (±4.09)	<b>27.76 (±3.33)</b>	<b>30.13 (±1.63)</b>
Suraia	afectată	52.78 (±4.16)	31.58 (±1.64)	30.89 (±2.03)
	martor	53.96 (±4.41)	27.36 (±3.45)	29.75 (±2.70)

Valorile medii ale SWC pentru zona Valea Sării au înregistrat diferențe semnificative între zona afectată de incendiu și zona martor, atât în septembrie, cât și în martie. Pentru Țifești, diferențe semnificative între cele două zone au fost determinate doar în lunile de primăvară, în timp ce pentru Suraia un nivel semnificativ diferit între zone a fost determinat abia în aprilie. SR înregistrată în toamnă a avut o valoare minimă de 3,59  $\mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{s}$  în Suraia (parcele martor), și o valoare maximă de 5,16  $\mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{s}$  în Țifești (parcele martor). Pentru măsurătorile efectuate în primăvară, valoarea minimă înregistrată a fost de 1,06  $\mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{s}$  în luna martie în Valea Sării (parcele martor), în timp ce valoarea maximă a fost de 2,13  $\mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{s}$  în Țifești (parcele martor), pentru aceeași perioadă. (Tabelul 2.3.21).

Tabel 2.3.22. Valorile medii ale respirației și deviația standard pentru fiecare perioadă și zonă

Locație	Statusul pădurii	Valorile medii ale respirației ( $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ ) și deviația standard		
		sept.2016	mar.2017	apr.2017
Valea Sării	afectată	3.84 (±1.51)	<b>1.13 (±0.27)</b>	<b>1.49 (±0.39)</b>
	martor	4.72 (±1.78)	<b>1.06 (±0.37)</b>	<b>1.71 (±0.44)</b>
Țifești	afectată	4.93 (±0.86)	1.80 (±0.42)	1.78 (±0.41)
	martor	5.16 (±1.83)	2.13 (±0.86)	1.98 (±0.47)
Suraia	afectată	<b>4.27 (±1.11)</b>	1.33 (±0.39)	1.51 (±0.29)
	martor	<b>3.59 (±0.88)</b>	1.79 (±0.91)	1.85 (±0.68)

Valorile medii și abaterile standard au fost calculate pentru fiecare zonă pentru parametrii temperatura solului la 3 cm (ST), umiditatea solului la 20 cm (SWC) și SR. Mai mult, posibile diferențe semnificative între zonele afectate de incendiu și cele martor au fost determinate pentru fiecare locație experimentală prin analiza variației (analiza ANOVA unidirecțională). Aplicarea analizei ANOVA a fost posibilă datorită testului Levene. Pentru cazuri favorabile a fost aplicat testul Tukey, clarificând existența unor diferențe semnificative ( $p < 0,05$ ) pentru fiecare parametru analizat.

Nu s-au înregistrat variații semnificative ale valorilor temperaturii medii a solului ( $p > 0,05$ ) în majoritatea perioadelor în care s-au efectuat măsurători, cu excepția zonei Suria în septembrie 2016 și Țifești în martie, unde au existat diferențe semnificative ( $p < 0,05$ ) între zona afectată de incendiu și zona de control.

Același tip de analiză ca și pentru parametrii discutați mai sus a fost aplicat și pentru a descrie diferențele semnificative ale valorilor medii determinate pentru SR. Ca atare, ANOVA și testul Tukey au arătat că diferențe semnificative între zona afectată de incendiu și zona de control au fost înregistrate doar în câteva cazuri. S-au constatat diferențe semnificative pentru producția de dioxid de carbon la nivelul solului din Valea Sării pentru măsurătorile obținute în lunile martie și aprilie, în timp ce pentru Țifești aceeași situație s-a întâlnit abia în septembrie. Nu au fost înregistrate diferențe semnificative pentru Suraia (Tabelul 2.3.22.).

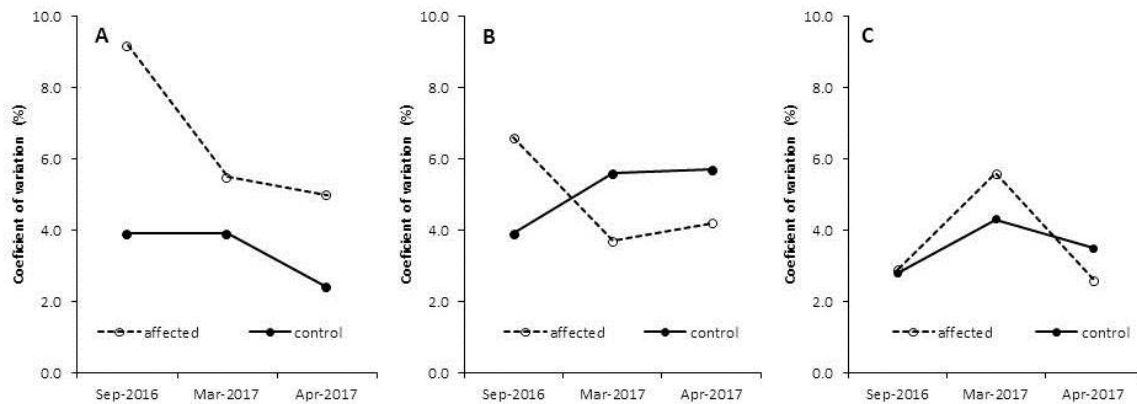


Fig. 2.3.8. Variabilitatea temporală a CV pentru temperatura solului în zonele Valea Sării (A), Suraia (B) și Țifești (C)

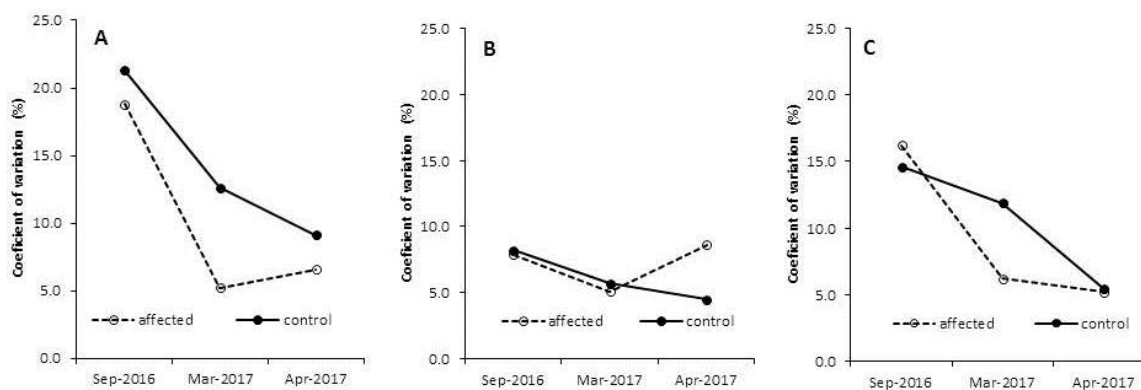


Fig. 2.3.9. Variabilitatea temporală a CV pentru conținutul de apă din sol în zonele Valea Sării (A), Suraia (B) și Țifești (C)

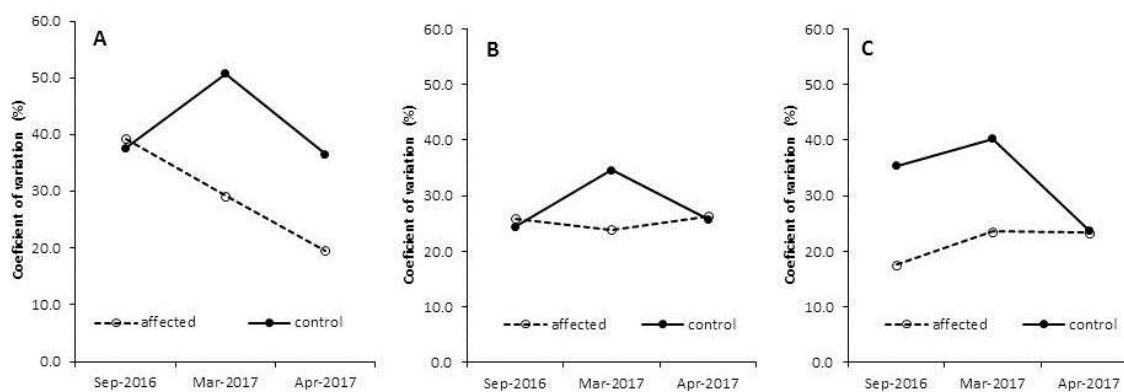


Fig.2.3.10. Variabilitatea temporală a CV pentru respirația solului în zonele Valea Sării (A), Suraia (B) și Tifești (C)

Cele mai mici valori procentuale ale coeficientului de variație (CV) au fost determinate pentru temperatura solului, acestea încadrându-se între 2,4% (zona martor) și 9,2% (zona afectată) (Fig. 2.3.8.). Calculul CV pentru SWC a înregistrat o poziție valorică intermediară față de ST și SR, cu o valoare minimă înregistrată în martie pentru parcela afectată Suraia și o valoare maximă înregistrată în septembrie pentru parcela de control Valea Sării (Fig. 2.3.9.). Cele mai mari valori procentuale au fost înregistrate pentru SR, valorile maxime ale CV atingând 50,8% în Valea Sării, în luna martie, în zona martor (Fig.2.3.10.). Valoarea minimă pentru același indicator statistic SR a fost de 17,6%, valoare determinată la Țifești, în luna septembrie, pentru zona afectată de incendiu. De asemenea, se poate observa că valorile CV minime pentru două locații (Țifești și Suraia) au fost determinate în cursul lunii septembrie, pentru zonele afectate de incendiu, în timp ce valorile CV maxime au fost înregistrate pentru toate locațiile în cursul lunii martie. Ca atare, o variabilitate spațială mai mare a SR poate fi observată la nivelul zonelor afectate de incendiu, sugerând o activitate biologică

mai intensă a solului în aceste zone, în special în cursul lunii martie, întrucât diferențe microclimatice semnificative au fost înregistrate doar pentru Valea Sării, pentru aceeași perioadă de măsurare menționată mai sus. Acest fapt relevă faptul că efectul bidirecțional al factorilor climatici și faunistici din sol este hotărâtor asupra SR în cazul efectului provocat de incendiul de literă trecut. Ca atare, dacă pentru Valea Sării efectul incendiului a scăzut producția de dioxid de carbon la suprafața solului în perioadele de primăvară, pentru Suraia același efect s-a întâmplat doar în perioada de toamnă. Pentru Țifești, unde efectul incendiului a fost superficial, efectele acestuia au fost nesemnificative. Mai mult, Ryu și colab. (2009) au confirmat că incendiile forestiere duc la o scădere a SR în comparație cu efectul cauzat de lucrările de exploatare care duc la creșterea acestuia. Acest lucru este cauzat de o schimbare a biomasei rădăcinilor, precum și a diversității comunității microbiene din sol [214].

#### *Proprietățile biologice ale solurilor forestiere*

Tabelul 2.3.23. prezintă parametrii biologici ai variantelor de sol studiate ca medie  $\pm$  abatere standard, pentru a evidenția diferențele semnificative statistic dintre valorile medii, pe baza analizei ANOVA unidirecțională. Semnificația diferențelor dintre mediile fiecărui parametru (pentru factorul incendiu) este marcată cu litere după fiecare valoare medie. Litere diferite desemnează diferențe semnificative statistic între valorile medii corespunzătoare. O comparație medie multiplă a fost făcută cu ajutorul testului Tukey post-hoc ( $P < 0,05$ ) în cadrul analizei de variație (ANOVA).

Tabel 2.3.23. Valorile parametrilor studiați exprimate ca medie  $\pm$  abaterea standard pe baza testelor de comparație multiplă Tukey post-hoc din cadrul ANOVA unifactorială pentru factorul de incendiu

Notă: Pentru fiecare coloană, literele diferite indică diferențe semnificative statistic între valorile medii

<i>Varianta de sol</i>	<i>DHA</i>	<i>Bacterii mezofilice (UFC/g sol) (x10<sup>9</sup>)</i>	<i>Fungi (UFC/g sol) (x10<sup>3</sup>)</i>	<i>Azotobacter (UFC/g sol)(x10<sup>6</sup>)</i>
<b>Valea Sării Ctrl A</b>	1.755a $\pm 0.359$	432.0a $\pm 97.000$	70.0bc $\pm 10.000$	439.0b $\pm 86.000$
<b>Valea Sării</b>	1.368a $\pm 0.629$	429.0a $\pm 27.000$	13.3c $\pm 5.774$	433.0b $\pm 72.000$
<b>Țifești Ctrl A</b>	1.559a $\pm 0.229$	423.0a $\pm 89.000$	223.3a $\pm 68.069$	735.0a $\pm 67.000$
<b>Țifești</b>	1.246a $\pm 0.349$	408.0a $\pm 77.000$	<b>37.3c</b> $\pm 28.361$	<b>420.0b</b> $\pm 70.000$
<b>Suraia Ctrl A</b>	0.283b $\pm 0.076$	256.0a $\pm 43.000$	165.3ab $\pm 37.220$	659.7a $\pm 119.918$
<b>Suraia</b>	0.215b $\pm 0.009$	247.0a $\pm 60.000$	115.7abc $\pm 53.295$	<b>149.0c</b> $\pm 29.000$

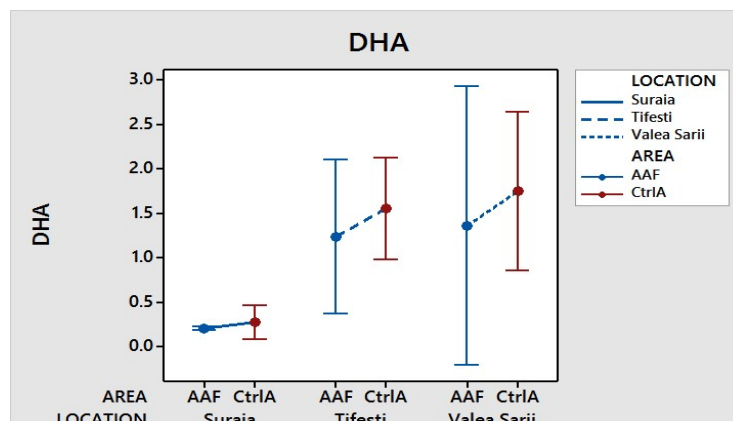


Fig.2.3.11. Reprezentarea grafică a variației activității dehidrogenazei (mg formazan/10 g sol) în variantele de sol de control (Ctrl A) și în zonele afectate de incendiu (AAF)

Activitatea enzimelor din sol este un indicator integrat al modificărilor în biologia și biogeochimia solului. În toate cele trei zone studiate, valorile activității dehidrogenazei actuale au arătat o tendință de scădere în suprafețele afectate de incendiu. Cu toate acestea, aceste diferențe sunt nesemnificative din punct de vedere statistic (Tabelul 2.3.23.). În zonele afectate de incendiu (Țifești și Valea Sării), amplitudinea de variație a valorilor este mai mare față de cele pentru variantele martor (Fig.2.3.11.). Pentru Țifești s-au constatat diferențe semnificative statistic între varianta martor și varianta afectată de incendiu pentru fungi și abundența *Azotobacter*, pentru care s-au înregistrat valori mai mici în varianta afectată de incendiu (Tabelul 2.3.23.). În plus, în zona Suraia, bacteriile din genul *Azotobacter* au prezentat valori statistice semnificativ mai mici în varianta de sol afectată de incendiu, comparativ cu zona martor neafectată de incendiu.

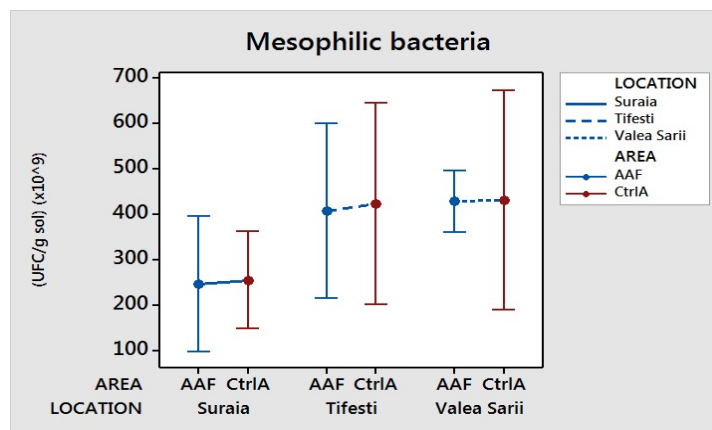


Fig. 2.3.12. Dinamica bacteriilor abundenței bacteriilor mezofile heterotrofe (UFC/g sol) în variantele de sol afectate de incendiu și în variantele martor



Numărul de bacterii mezofile nu a variat semnificativ între zonele studiate (Tabelul 2.3.23.). Amplitudinea de variație a valorilor a fost mai mare în variantele martor în zonele Țifești și Valea Sării (Fig.2.3.12.).

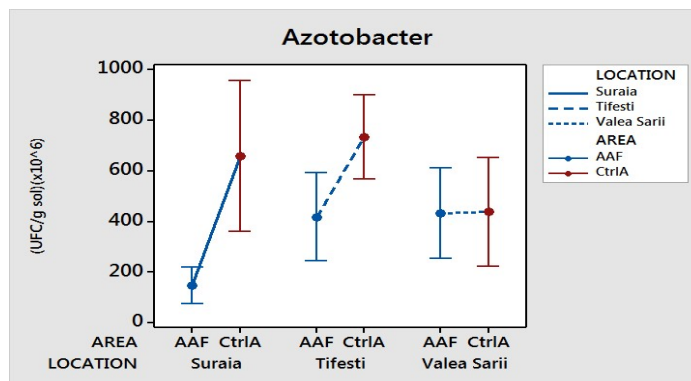


Fig. 2.3.13. Variația numărului total de bacterii fixatoare de azot nesimbiotice din genul *Azotobacter* (UFC/g sol) în variantele de sol afectate de incendiu și în variantele martor

*Azotobacter* este răspândit numai în soluri care au o valori ale pH-ului în intervalul 6,4-7,9. La o reacție mai acidă a soluției solului, acestea nu se găsesc deloc sau pot fi găsite doar în cantități mici. Pe măsură ce pH-ul crește, *Azotobacter* începe să se dezvolte. Cel mai mic număr de celule *Azotobacter* este întâlnit în timpul iernii. Activitatea bacteriilor fixatoare de azot scade la o adâncime mai mare de 20 cm. Temperatura optimă de respirație pentru aceste bacterii este cuprinsă între 20 și 30°C, limitele acesteia fiind între 10 și 50°C. În zonele afectate de incendiu precum Țifești și Suraia s-au înregistrat valori semnificativ mai mici pentru *Azotobacter* în comparație cu valorile determinate pentru zonele neafectate de incendiu (Tabelul .., Fig. ..).

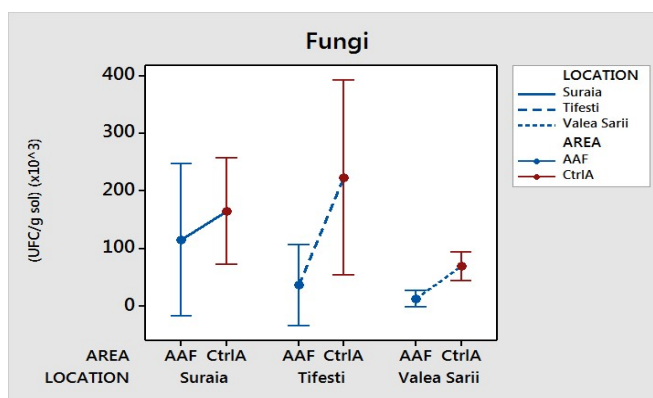


Fig. 2.3.14. Variația numărului total de fungi (UFC/g sol) în variantele de sol afectate de incendiu și în variantele de sol martor

La Țifești, fungii au fost afectați de incendiu înregistrându-se valori semnificativ mai mici decât în zona martor (Tabel 2.3.23., Fig.2.3.14.). În această zonă,

amplitudinea de variație a valorilor a fost mult mai mare în zona martor, spre deosebire de Suraia unde, în varianta afectată de incendiu, valorile au avut o amplitudine de variație mai mare.

Tabel 2.3.24. Interpretarea corelativă a parametrilor biologici studiați în zonele afectate și neafectate de incendiu

<i>Ctrl A</i>	<i>Rvalues p</i>	<i>DHA</i>	<i>Bacterii mezofilice</i>	<i>Fungi</i>	<i>Azotobacter</i>
	<b>DHA</b>		0.0394	0.7138	0.3337
	<b>Bacterii mezofilice</b>	<b>0.6907</b>		0.8298	0.9061
	<b>Fungi</b>	-0.1429	-0.0840		0.0449
	<b>Azotobacter</b>	-0.3653	0.0462	<b>0.6777</b>	
<i>AAF</i>	<i>Rvalues p</i>	<i>DHA</i>	<i>Bacterii mezofilice</i>	<i>Fungi</i>	<i>Azotobacter</i>
	<b>DHA</b>		0.0020	0.0169	0.0018
	<b>Bacterii mezofilice</b>	<b>0.8753</b>		0.0060	0.0001
	<b>Fungi</b>	<b>-0.7623</b>	<b>-0.8265</b>		0.0070
	<b>Azotobacter</b>	<b>0.8787</b>	<b>0.9418</b>	<b>-0.8181</b>	

Notă: Valorile R (cele care se află sub diagonala principală) marcate cu aldine sunt semnificative statistic ( $p < 0,05$ ).

CTRL = Zona de martori

ZIA = Zona afectata de incendii

Interval de corelație: corelație slabă:  $<0,6$ ; corelație medie:  $0,6-0,85$ ; corelație puternică:  $>0,85$ .

Interpretarea corelativă a parametrilor biologici ai solului în variantele neafectate de incendiu evidențiază corelațiile medii și semnificative statistic între activitatea dehidrogenazei efective și numărul de bacterii mezofile heterotrofe ( $R = 0,6907$ ;  $p = 0,03$ ) precum și între numărul de bacterii *Azotobacter*. și numărul total de ciuperci ( $R = 0,6777$ ;  $p = 0,04$ ) (Tabelul 2.3.24.).

## Discuții

Incendiile severe au un impact important asupra proprietăților fizice, chimice și biologice ale solurilor. Proprietățile și dinamica solului după incendiu pot fi afectate de modificările post-incendiu atât în ceea ce privește cantitățile precipitațiilor cât și modelele acestora [195]. În acest studiu s-au determinat corelații mai frecvente între grupele de microorganisme studiate pentru zonele afectate de incendiu, precum și între acestea și activitatea dehidrogenazică a solului. Ca atare, incendiul modifică dinamica microbiană a solului și relațiile dintre grupurile de microorganisme, chiar dacă relația dintre activitatea dehidrogenazică a solului și biomasa microbiană nu este întotdeauna evidentă, mai ales în sistemele complexe precum solurile. Activitatea dehidrogenazei a fost puternic și semnificativ corelată cu numărul total de bacterii mezofile heterotrofe ( $R=0,8753$ ;  $p=0,0020$ ) și cu abundența *Azotobacter* ( $R=0,8787$ ;  $p=0,0018$ ). S-a evidențiat o corelație medie, negativă, semnificativă statistic între numărul de ciuperci și

activitatea dehidrogenazei ( $R=-0,7623$ ;  $p=0,0169$ ). Numărul total de fungi a fost corelat negativ și semnificativ statistic (corelație medie) cu numărul de bacterii mezofile heterotrofe ( $R=-0,8265$ ;  $p=0,0060$ ). O corelație puternică, semnificativă statistic, a fost înregistrată și între numărul de bacterii *Azotobacter* și bacteriile mezofile heterotrofe ( $R=0,9418$ ;  $p=0,0001$ ). În plus, a fost stabilită o corelație medie, negativă și semnificativă statistic între fungi și numărul total de bacterii fixatoare de azot ( $R=-0,8181$ ;  $p = 0,0070$ ). Incendiul afectează proprietățile solului, deoarece materia organică este supusă rapid procesului de ardere. Modificările care apar în materia organică influențează proprietățile fizice, chimice și microbiologice ale solurilor. În timp ce unii nutrienți sunt volatilizați și pierduți, alții devin mai accesibili. Ca atare, focul acționează ca un agent de mineralizare rapidă [196]. Temperatura foarte ridicată a solului afectează microorganismele, distrugându-le sau chiar modificându-le capacitatea de reproducere. Relația dintre procesul de incendiu al solului și proprietățile sale microbiologice este una complexă care depinde de durata și gravitatea incendiului, precum și de temperatura maximă și umiditatea solului. Grupurile microbiene diferă în ceea ce privește sensibilitatea lor la temperaturi ridicate. Cele mai sensibile în acest caz sunt bacteriile nitrificatoare și cele fixatoare de azot. Populațiile de microorganisme din solurile umede, active din punct de vedere fiziologic, sunt mult mai sensibile decât populațiile latente din solul uscat. Un alt grup important de microorganisme sensibile la foc este reprezentat de ectomicorize. În solurile arse, cantitatea relativă de actinomicete este mai mare și poate fi legată de capacitatea actinomicetelor (precum și a multor bacterii) de a forma spori, făcându-le mai rezistente la căldură și, în consecință, mai puțin afectate de foc [190]. Rezultatele obținute în ceea ce privește influența incendiului asupra activității biologice a solului au relevat că în Țifești, zonă puternic afectată de un incendiu puternic de litieră din 2011 pe o suprafață de 6000–7000 m<sup>2</sup>, s-au înregistrat cele mai scăzute valori pentru bacterii aerobe și *Azotobacter*. Diferite semnificativ statistic comparativ cu zona martor neafectată de incendiu. În plus, în Suraia, afectată în 2011 de un incendiu mediu de litieră și pădure, pe aproximativ 5 ha, s-au înregistrat valori semnificativ mai mici pentru bacteriile *Azotobacter* și fungi în comparație cu zona martor.

Răspunsul microorganismelor la fenomenul de incendiu variază de la efecte nedetectate, în cazul incendiilor de severitate scăzută, până la sterilizarea totală a stratului superficial al solului în incendii puternice. După un incendiu se înregistrează o scădere a abundenței microorganismelor, deși cele rămase pot prezenta niveluri de activitate mai mari decât aveau înainte de incendiu. Incendiile de pădure modifică, de

asemenea, compoziția specifică a comunităților microbiene din sol. Analizând fosfolipidele acizilor grași după un incendiu într-o pădure de conifere, s-a demonstrat că ciupercile au fost mai reduse decât bacteriile. În general, simbioza dintre plantele vasculare și micorize suferă de căldură [215]. Diferențele semnificative întâlnite în Valea Sării pentru valorile medii  $R_{sol}$  pot fi corelate cu temperatura și umiditatea solului. S-au înregistrat diferențe semnificative între zona afectată și cea martor pentru această locație, determinări care au fost realizate în prima parte a primăverii (martie 2017). Diferențele de radiație solară au încurajat probabil o creștere a variabilității spațiale a ST și SWC. Aceasta confirmă schimbările în ceea ce privește SR, cu posibile efecte asupra activității microbiene, responsabilă de mineralizarea carbonului din sol în fluxurile de  $CO_2$  [158]. O situație diferită a fost întâlnită în celelalte două zone în aceeași perioadă de măsurare. În acest caz, prezența unei acoperiri erbacee mai consistente rezultată din prezența unei păduri tinere (10 ani) a favorizat competitivitatea plantelor erbacee. Cerințele lor de lumină și apă erau foarte asemănătoare, astfel încât efectul incendiului trecut nu a avut efecte semnificative asupra producției de  $CO_2$  din sol.

### Concluzii

Dintre proprietățile solului, temperatura și umiditatea nu au prezentat diferențe semnificative între zonele afectate de incendiu și cele neafectate. Cu toate acestea, pH-ul a fost mai mare în zonele afectate de incendiu, chiar dacă conținutul de humus și azot total a fost mult mai scăzut în acele zone. Aceste ultime două proprietăți ale solului au prezentat diferențe semnificative doar în primii 10 cm din profilul solului.

În zonele neafectate de incendii, fluxul de  $CO_2$  a avut valori mai mari datorită participării rădăcinilor și a micorizelor. Numărul bacteriilor a fost mult mai mic în zonele cu incendii, fapt care a dus la o scădere semnificativă a ratei respirației. Efectul incendiului asupra fluxului de  $CO_2$  și asupra proprietăților fizico-chimice ale solului depinde și de alți factori, cum ar fi factorii pedo-climatici, istoricul și severitatea și frecvența incendiului.

În ceea ce privește proprietățile biologice ale solului, s-au obținut diferențe semnificative între cele două categorii pentru bacteriile fixatoare de azot (genul *Azotobacter*), precum și pentru ciuperci. Bacteriile fixatoare de azot au fost identificate în cantități mari în zonele cu incendii puternice și medii, în timp ce diferențe semnificative la ciuperci au fost înregistrate doar în comparație cu zona care a fost afectată de cel mai puternic incendiu. Pe de altă parte, bacteriile aerobe nu au variat semnificativ între cele două tipuri de suprafețe (afectate de incendiu și neafectate de

incendiu). În ceea ce privește activitatea dehidrogenazei actuale, s-a înregistrat o tendință de scădere în zonele de incendiu, dar ne semnificativă din punct de vedere statistic.

S-a obținut un număr mai mare de corelații semnificative între factorii biologici pentru zonele afectate de incendiu, în comparație cu cele neafectate de incendii. Ca atare, s-au înregistrat corelații semnificative pozitive între DHA și bacteriile aerobe, între bacteriile DHA și *Azotobacter* și între bacteriile aerobe și *Azotobacter*. S-au înregistrat corelații negative semnificative între DHA și ciuperci, între ciuperci și bacterii aerobe și între ciuperci și numărul total de bacterii fixatoare de azot. În total, s-au obținut șase corelații semnificative în zonele afectate și doar două în zonele de control.

Ca o concluzie generală, se poate afirma că, deși au trecut 6 ani între incendiu și studiul de față, iar intensitatea incendiului a fost redusă (doar litieră arsă), efectele „nevăzute” ale acestei pagube se mai pot observa: SR redus, un număr mai mic de bacterii, o creștere a pH-ului și o scădere a cantității de humus și azot total.

### **2.3.5. Biodiversitatea microbială a solurilor pădurilor de fag din Munții Europei**

*Fagus sylvatica* este o specie răspândită pe scară largă în Europa datorită adaptabilității sale mari într-o mare varietate de condiții climatice și de sol. Comunitățile microbiene din solurile forestiere sunt esențiale pentru menținerea calității solului și sunt responsabile pentru funcționarea ecosistemelor forestiere; capacitatea microorganismelor din sol de a răspunde la factorii de stres abiotici (de exemplu, pierderile de carbon organic, deficitul de apă, schimbările de temperatură), este esențială în condițiile schimbărilor de mediu, susținând și sănătatea copacilor. În acest studiu, au fost prelevate probe de sol din suprafețe cultivate cu fag, ca parte a Proiectului de Acțiune COST „Silvicultură inteligentă climatică în regiunile montane”, pentru a identifica diferențe în caracteristicile comunităților microbiene și pentru a evalua efectele proprietăților solului asupra comunităților microbiene pe gradienti de altitudine, latitudine și longitudine. Structura și funcțiile microbiene au fost corelate cu mai mulți factori abiotici ai solului. Au fost determinate relații pozitive între conținutul de carbon organic, abundența microbială, cât și activitatea dehidrogenazei. Activitățile dehidrogenazei și catalazei s-au corelat semnificativ cu altitudinea. În cele din urmă, activitățile microbiene au fost corelate cu longitudinea. În cea mai sudică parcelă de fag (Spania), comunitatea microbială a fost abundentă și a relevat activități intense. Acest lucru arată că comunitățile microbiene ar putea ajuta populațiile de arbori să se

adapteze mai bine la schimbările prognozate ale condițiilor de mediu în viitor. Sugerăm că cercetările viitoare privind sănătatea pădurilor și performanța fagului ar trebui să aibă în vedere și evaluarea activității enzimactice microbiene a solului, în special în condiții climatice în schimbare, pentru a ajuta la identificarea strategiilor de adaptare.

### Introducere

*Fagus sylvatica* L. (fagul european) este larg răspândit în regiunile temperate din Europa, deoarece este sensibil la secetă și temperaturi ridicate [216] și mai puțin sensibil la condițiile solului [217]. Ecosistemele forestiere precum arboretele de fag oferă mai multe servicii, inclusiv producția de lemn, captarea carbonului, fertilitatea solului, cantitatea și calitatea apei și conservarea biodiversității [218]. Comunitățile microbiene din sol sunt responsabile pentru funcționarea, stabilitatea, sustenabilitatea și productivitatea ecosistemelor forestiere [219,220,221]. Activitățile lor enzimactice joacă un rol cheie în ciclul carbonului în ecosisteme, controlând procese importante precum descompunerea materiei organice, ciclul nutrienților, diversitatea plantelor, fixarea azotului și absorbția nutrienților din plante [222]. Interacțiunile complexe dintre arbori și comunitățile microbiene din solul pădurilor de fag sunt puțin înțelese [223] iar efectul comunităților microbiene din sol asupra ciclurilor biogeochimice și proceselor cheie din solurile pădurii de fag, împreună cu variațiile lor spațiale, este puțin studiat. În acest context, transectele altitudinale și latitudinale oferă posibilitatea de a studia distribuția comunităților microbiene prin gradientii naturali ai condițiilor de sol și a diferitelor regimuri climatice, precum și prezența sau absența arborilor pe distanțe scurte [224-228]. Aceste transecte ar putea fi, de asemenea, utile pentru studierea structurii și activității microbiene a solului în arboretele forestiere, inclusiv pădurile de fag [201,229,230,231].

S-a raportat că, modificările condițiilor de mediu concomitent cu înălțimea influențează comunitățile microbiene din sol [231]. O scădere a biomasei fungice și a diversității odată cu creșterea altitudinii a fost observată în Alpii austrieci [232]. O corelație negativă între abundența bacteriilor și altitudinea a fost raportată de Ma și colab. (2004) în lacul rece și temperat Kalasi și de Giri și colab. (2007) într-o pădure tropicală uscată de foioase [224,233]. În schimb, Margesin și colab. (2009) au descoperit mai multe schimbări în compoziția comunității microbiene odată cu creșterea cotei în solurile alpine, cum ar fi creșterea semnificativă a abundenței relative de fungi și bacterii gram-negative [232]. Alte studii Männistö et al. 2007 și Shen et al. 2013 au raportat că modificările induse de altitudine în compoziția comunității microbiene sunt

controlate mai degrabă de pH decât de fluctuațiile de temperatură în câmpurile arctice, în Laponia finlandeză și pe Muntele Changbai [234,235]. Mai mult, Djukic și colab. (2010) au raportat că structura comunității microbiene este legată de condițiile de descompunere și modificările compoziției vegetației de-a lungul unui gradient de altitudine în Alpii austrieci (pe calcar) [236]. Activitatea enzimatică a comunităților microbiene din sol a fost utilizată pentru a evalua sănătatea solului și diferitele funcții ale solului, cum ar fi ratele de descompunere și, în unele cazuri, aceste activități s-au dovedit a fi mai scăzute la cele mai joase altitudini [237]. De Feudis et al. (2017) au subliniat că activitatea enzimatică nu este afectată de elevație, în timp ce, Margesin și colab. (2009) au demonstrat că activitatea dehidrogenazei solului scade odată cu altitudinea și că este mai mică în solurile alpine reci decât în solurile subalpine. În ultimul studiu, s-a găsit o creștere a numărului relativ de bacterii heterotrofe psihrofile cultivabile, fungi și bacterii gram-negative odată cu creșterea nivelului. Aceste studii arată că nivelul activității enzimatice poate varia în funcție de gradientii edafici și de condițiile de mediu [221,232]. COST Action Climate-Smart Forestry in Mountain Regions (CLIMO) (<http://climo.unimol.it>) a lucrat la identificarea și armonizarea indicatorilor cheie și a opțiunilor de management pentru silvicultură inteligentă climatică în context european [238]. Acțiunea este legată de reglementările UE pentru integrarea emisiilor și eliminărilor din utilizarea terenurilor, schimbarea utilizării terenurilor și silvicultură (LULUCF) în cadrul UE privind clima și energia [239]. O definiție agreată a silviculturii inteligente din punct de vedere climatic și a procesului de selectare a indicatorilor pentru a evalua „inteligenta climatică” a managementului pădurilor au fost furnizate recent de Bowditch și colab. (2020). Definiția lor combină dimensiunile de adaptare, atenuare și sociale ale silviculturii inteligente din punctul de vedere al climei și a deschis calea pentru dezvoltarea și selectarea indicatorilor în sprijinul implementării silviculturii inteligente față de climă în Europa [240]. Scopul acestui studiu a fost de a evalua variabilitatea comunităților microbiene din solurile pădurilor europene de fag din regiunile muntoase de-a lungul gradientilor latitudinali, longitudinali și de altitudine. Am folosit probele de sol colectate din rețeaua europeană de parcele permanente stabilite în pădurile de fag europene de munte în cadrul COST Action CLIMO. Parcele permanente selectate sunt situate la diferite altitudini (400-1400 m a.s.l.), latitudini (din Spania până în Polonia) și longitudini (din Spania până în România). Structura și activitatea comunităților microbiene autohtone au fost evaluate la două adâncimi de sol (0-15 cm și 15-30 cm). În mod special, au fost analizate abundența microbiană, activitățile dehidrogenazei, catalazei, ureazei și principalele grupuri microbiene

(evaluate folosind acizi grași legați de esteri). Datele au fost evaluate luând în considerare factori abiotici, cum ar fi pH-ul, carbonul organic, azotul total, conținutul de fosfor organic și total, altitudinea și latitudinea ca potențiali predictorii ai activității și structurii microbiene a solului. Am examinat următoarele ipoteze: (1) Este compoziția comunității microbiene în solurile de fag la diferite altitudine/longitudine/latitudine afectată de factori abiotici? (2) Abundența relativă a microorganismelor descompunătoare scade odată cu adâncimea solului? (3) Comunitățile microbiene răspund mai mult la gradientii longitudinali decât latitudinali? și (4) Activitatea comunităților microbiene scade odată cu creșterea altitudinii?

### Metoda studiului

#### *Zonele de studiu, prelevarea și prelucrarea probelor de sol*

Pentru studiul de față, 13 parcele permanente de fag din opt țări europene (Spania, Italia, Germania, Slovacia, România, Bulgaria, Polonia și Bosnia) luate în considerare în COST Action CLIMO în 2017 au fost selectate la diferite cote (Imag.2.3.5). În tabelul 2.3.25. sunt prezentate amplasamentele parcelor permanente și principalele caracteristici ale solurilor.

Tabel 2.3.25. Caracteristicile suprafețelor

No.	Plot name	Acronym	Latitude	Longitude	Altitude (m a.s.l.)	Exposure	Slope (°)	Geological characteristics	Soil type
1	Slovakia A	SVK A	48.67796667	19.47016667	1,180	N	10	Andezite	Andiccambisol
2	Germany	DEU	49.08566111	13.30653056	1,120	SO	3	Granitic	Cambisol
3	Romania A	ROU A	45.495830	25.18777778	1,461	NV	10	Limestone	Eutriccambisol
4	Romania B	ROU B	45.53722	25.883815	1,277	NE	25	Conglomerates and quartzite	Eutriccambisol
5	Slovakia B	SVK B	49.17146667	19.08181667	767	NW-W	32	Devonian limestone	Cambisol
6	Slovakia C	SVK C	49.28516667	16.73927778	490	E	3	Devonian limestone	Cambisol
7	Poland A	POL A	49.62243056	18.91460278	520	SW	22	Clay mixed with rocks	Cambisol
8	Poland B	POL B	49.43298333	20.903100	830	SW	20	Magura sandstone	Hyperdystriccambisol
9	Bosnia A	BIH A	43.724444	18.28583333	1,290	N -NW	14	Fluvio-glacial sandstone and Limestone	Calcic cambisol
10	Bosnia B	BIH B	44.64408611	16.66843333	524	E-NE	4	Limestones and dolomite	Calcic cambisol
11	Italy	ITA	46.11888889	12.42972222	1,090	NE	5	Limestone moraine	Leptosol
12	Bulgaria	BGR	42.672500	23.85083333	1,350	W-NW	25	Sandstone	Cambisol
13	Spain	ESP	41.77555556	2.45666667	1,186	S	18	Granit and Granodiorite	Dystriccambisol

#### *Descrierea zonelor de prelevare*

Situl de prelevare SVK A din Slovacia (SVK) se află în interiorul Rezervației Naționale Naționale Zadna Polana (declarată Rezervație a Biosferei de UNESCO în 1981 și inclusă în Rețeaua Mondială a Rezervațiilor Biosferei UNESCO în 1990). Este



situat în centrul Republicii Slovacie. Temperatura medie anuală variază de la 8,0 °C la 2,5 °C, iar precipitațiile medii anuale variază de la 650 mm la 1.300 mm. Mai multe precipitații cad primăvara și vara (din aprilie până în septembrie, cu maximum în iunie) decât toamna sau iarna (cu minim în ianuarie). Celelalte două locuri de prelevare din Slovacia (SVK B și SVK C) sunt situate în Sutovska Dolina, Rezervația Naturală Națională, situată în Parcul Național Fatra Inferioară. Temperatura medie anuală este de 5,5°C, iar precipitațiile medii anuale variază între 900 mm și 1.200 mm. Mai multe precipitații cad primăvara și vara (din aprilie până în septembrie, cu maximum în iunie) decât toamna sau iarna (cu minim în ianuarie). Rezervația naturală are altitudini cuprinse între 785 și 1.145 m s.l.m. Solurile dominante sunt Cambisoils.

Situl de studiu din Germania (DEU) se află în interiorul unei păduri pure de fag, situată la 1.120 m lângă Muntele Großer Falkenstein, în interiorul Parcului Național Pădurea Bavareză, o pădure secundară permanentă din sudul Germaniei. Este o zonă unică de păduri cu zone mari de non-intervenție, care promovează un proces de resălbăticire la scară largă cu interferență umană scăzută.

Cele două puncte de prelevare din România (ROU A și ROU B) sunt situate în Carpații Meridionali, la 1.461, respectiv 1.277 m, în arborete de fag pur la altitudini mari pentru fag (parcela România A se află în apropierea liniei superioare de fag în Carpații Români), cu condiții favorabile de sit (geologie, sol) dar condiții climatice medii. Roca de bază este conglomerată și calcaroasă, tipul de sol este eutric cambisolul. Precipitațiile medii anuale sunt de aproximativ 600 mm iar temperatura medie este de 8°C.

Punctele de prelevare din Polonia (POL A și POL B) sunt situate la 520, respectiv 830 m, în partea de sud a Țării, la sud-est și sud-vest de Cracovia, în Munții Carpați de Vest. POL A este situat în Beskid Śląski de pe Muntele Cienków Niżni (pe pârtia vizavi de stațiunea de schi Wisła Malinka). În această regiune, pădurile sunt gestionate de Districtul Silvic Wisła. Al doilea punct (POL B) este situat pe Muntele Jaworzyna Krynicka.

Parcela Bosnia A (BIH A) este situată la 1.290 m pe Muntele Bjelašnica (masivurile Igman-Bjelašnica-Treskavica-Visočica în centrul Bosniei, la sud-vest de Sarajevo). Parcela experimentală este amplasată pe sedimente fluvio-glaciare în amestec cu calcar, care sunt acoperite cu soluri de tipul Cambisol Coluvic, Cambisol Calcaric și Leptosol Calcaric. Pădurea din această zonă a fost gestionată în mod durabil prin aplicarea unor practici forestiere apropiate de natură, care promovează regenerarea naturală [241]. Parcela Bosnia B (BIH B) este situată la 524 m pe Muntele Grmeč din vestul Bosniei, la aproximativ 300 km mai la nord de parcela Bosnia A.

Cadrul geologic este caracterizat de un calcar limpede (95-99%  $\text{CaCO}_3$ ), care este acoperit cu sol Calcaric Cambisol. Pădurea a fost gestionată în mod durabil și este regenerată în mod natural.

Situl italian de prelevare de probe (ITA) este situat în Rezervația Naturală „Pian di Landro Baldassarre” din municipiul Tambre, care se află la 75 km nord-est de Veneția. Parcelele se află la o altitudine de 1.050-1.100 m. Roca de bază este calcaroasă iar întreaga zonă este caracterizată de fenomene carstice superficiale. Temperatura medie anuală este de 6,6°C, iar precipitațiile medii anuale sunt de 1860 mm. Regimul de precipitații are o variabilitate mare. Două vârfuri de precipitații apar în mai și noiembrie, în timp ce ianuarie și august sunt lunile cele mai secetoase. În acord cu clasificarea solului FAO, solul este un Luvisol Cutanic.

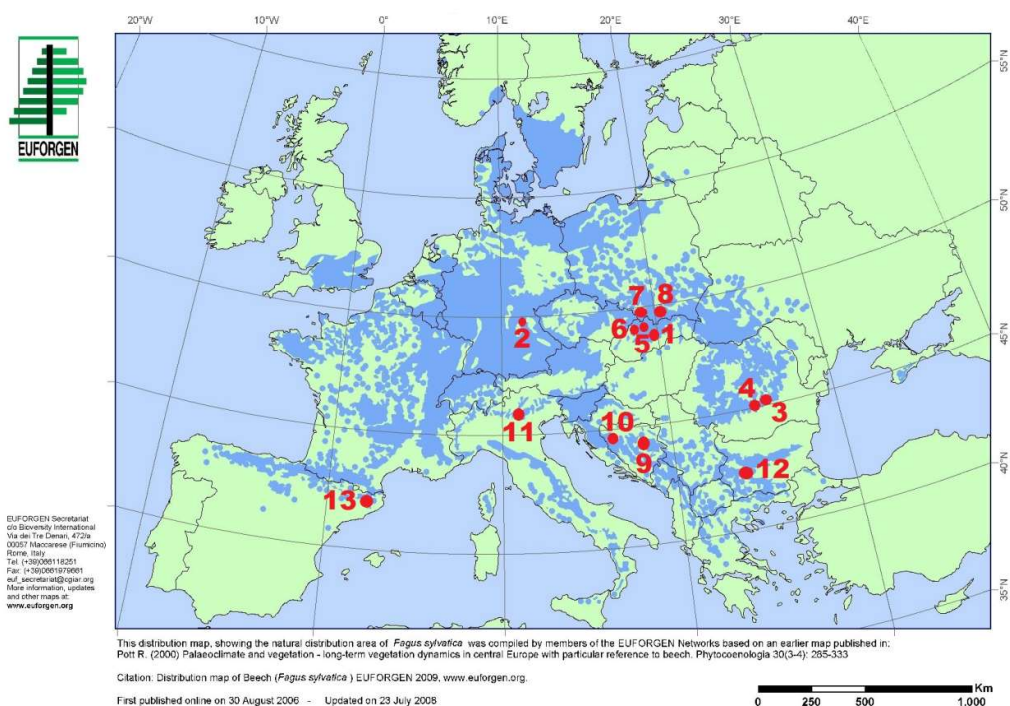
Situl bulgar (BGR) este situat la aproximativ 50 km nord-est de Sofia, în Munții Balcanilor de Vest. Temperatura medie anuală este de aproximativ 4,5°C, iar medii anuală a precipitațiilor este de 850 mm. Mai multe precipitații cad primăvara și vara (aprilie până în iulie, cu maximum în iunie) decât toamna sau iarna. Pădurea nu a fost administrată în ultimii 30 de ani și este relativ uniformă. Este inclusă în situl Natura 2000 „Etropole-Baylovo”. Este chiar sub linia superioară a copacilor, care este format din fag în acest lanț muntos.

Locul spaniol de prelevare a probelor (ESP) este situat la 1.186 m în Parcul Natural Montseny, care a fost declarat Rezervație a Biosferei de către Organizația Națiunilor Unite pentru Educație, Știință și Cultură (UNESCO) în 1978 și se află la 70 km nord-est de Barcelona. Are o climă submediteraneană cu valori medii anuale foarte variabile ale precipitațiilor variind de la 700 mm la 1.700 mm; lunile cele mai secetoase sunt februarie și iulie. Temperatura medie anuală este de 9 °C.

Prelevarea probelor de sol s-a realizat prin îndepărtarea stratului superficial (litieră și straturi de humus, 2-5 cm), care ar fi putut conține frunze sau iarbă. Deși eșantionarea de sol trebuie să ia în considerare orizonturile de sol, tipul de sol pe toate parcelele a fost Cambisol cu excepția parcelei italiene, care a fost un Leptosol și adâncimea solului a fost >40 cm. În consecință, cele două adâncimi de prelevare (0-15 și 15-30) au fost selectate presupunând că primii 15 cm cuprind stratul principal de sol în care au loc toate activitățile microbiene [230]. Eșantionul de sol a fost efectuat în octombrie-noiembrie 2018.

Pentru a obține probe de sol reprezentative din fiecare parcelă de fag la două adâncimi, prelevările au fost efectuate în conformitate cu metodele europene recunoscute [171]. În special, cinci puncte de prelevare din aceeași parcelă de fag

(situate la 10 m unul de celălalt) au fost prelevate la cele două adâncimi (0-15 sau 15-30 cm) și amestecate pentru a obține două probe compozite (1 kg fiecare). Solul a fost transportat în cutii sterile păstrate la 4°C la Institutul CNR-IRSA (Italia) pentru unele analize (pH, abundență microbiană, acizi grași esteri (ELFA), carbon organic, conținut total de azot și fosfor) și la Universitatea din Oradea (România) pentru numărul total de fungi și activitățile dehidrogenazică, catalazică și ureazică. Fiecare analiză a fost efectuată în 3 repetiții, cu 3 sub-probe din fiecare probă.



Imag. 2.3.5. Locația parcelelor de fag selectate 1: Slovacia A (SVK A); 2: Germania (DEU); 3: România A (ROU A); 4: România B (ROU B); 5: Slovacia B (SVK B); 6: Slovacia C (SVK C); 7: Polonia A (POL A); 8: Polonia B (POL B); 9: Bosnia A (BIH A); 10: Bosnia B (BIH B); 11: Italia (ITA); 12: Bulgaria (BGR); 13: Spania (ESP) (zonele de distribuție a standurilor de fag în Europa sunt evidențiate cu albastru)

Sursa: EUFORGEN (<http://www.euforgen.org>)

### *Proprietățile solului*

Măsurarea reacției solului (pH) a fost efectuată în suspensii sol-apă 1:2,5 [249], folosind un pH-metru (pH 50+ DHS, XS Instruments, Italia). În mod specific, aproximativ 5 g de sol au fost dizolvate în 12,5 ml de apă distilată apoi proba s-a centrifugat la 400 rpm timp de 2 ore și apoi s-a lăsat în repaus timp de 24 de ore. Conținutul de carbon

organic (Corg) și azot total au fost măsurate utilizând un analizor CHNS (Carlo Erba NA 1500 seria 2 C/H/N/O/S, Milano, Italia). Două repetiții din fiecare probă de sol (15–20 mg) au fost uscate la aer, au fost cernute printr-o sită de 0,5 mm, acidulate (20  $\mu\text{L}$  de HCl ultrapur 5  $\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ ) și ținute la 50–60°C timp de 30 de minute pentru a îndepărta carbonul anorganic. Conținutul de carbon organic și conținutul de azot sunt exprimate în procente (%) din greutatea uscată.

Conținutul de fosfor total și organic (P total și organic) a fost determinat prin aplicarea unei modificări a procedurii Saunders și Williams (1955); analizele au fost efectuate folosind metoda colorimetrică de albastru de molibden după Olsen și Sommers (1982) [243,244]. Probele de sol au fost mai întâi înghețate la -20°C și apoi liofilizate (pentru a preveni orice influență a umidității solului asupra măsurătorilor). Pentru a măsura P total, probele de sol (1 g în 3 repetiții) au fost arse până la cenușă într-un cuptor cu mufă (1 oră, 550. °C). Aceste probe, împreună cu alte trei repetiții fără cenușă (1 g fiecare, utilizat pentru P anorganic), au fost incubate cu 50 mL de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> (0,5 M) și agitate timp de 16 ore la 150 rpm la temperatura camerei. Probele au fost filtrate (filtru fără fosfat de 0,22  $\mu\text{m}$ ) și neutralizate. S-au adăugat 8 ml de soluție reactivă, 6 g de [(NH<sub>4</sub>)<sub>6</sub>Mo<sub>7</sub>O<sub>24</sub>·4H<sub>2</sub>O, și 0,1454 g de K<sub>2</sub>(SbO)<sub>2</sub>C<sub>8</sub>H<sub>4</sub>O<sub>10</sub>·3H<sub>2</sub>O, dizolvate în 1L de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>, 1,25M] și soluție de acid ascorbic (1 ml, 42,24 g/L) la o alicotă din probele filtrate (10 sau 5 mL pentru P anorganic și total). Un volum final de 50 ml a fost apoi obținut cu apă distilată. După 30 de minute, absorbanta (la 893 nm) a fost măsurată cu un spectrofotometru Perkin Elmer Lambda 40 UV/VIS. Cuantificarea fosforului a fost obținută cu curbe de calibrare în intervalul 0-1  $\mu\text{g P/mL}$ . Cantitatea de P din sol a fost calculată cu următoarea formulă:

$$\mu\text{g P/g sol} = \left( \frac{S * 50 \text{ mL}}{g \text{ probă} * F} \right)$$

S= conținutul mediu de fosfor din probe ( $\mu\text{g P}$ );

F= volum filtrat (5 sau 10 ml);

P organic reprezintă diferența dintre P total și anorganic. Toate proprietățile solului au fost măsurate folosind probe de sol cernute prin sită cu diametrul de 2 mm (cu excepția determinărilor carbonului organic și azotului total).

#### *Analiza microbiologică a probelor de sol*

Înainte de analize, probele de sol au fost uscate timp de 2-3 zile la temperatura camerei, impuritățile (reziduuri de plante, insecte) au fost eliminate și apoi au fost

cernute (2 mm). Pentru a evalua activitatea dehidrogenazei și pentru a cuantifica fungii, probele de sol au fost umezite și incubate timp de 5 zile la 37°C. Abundența microbiană totală (nr. celule/g de sol uscat) a fost evaluată în soluri proaspăt recoltate prin metoda numărării directe prin epifluorescență, folosind 4',6-diamidino-2-fenilindol (DAPI) ca și colorant fluorescent ADN [245]. DAPI permite celulelor microbiene (care apar într-o culoare albastră luminiscentă) să fie distinse de particulele nevie de dimensiunea unei bacterii (care apar galbene) sub un microscop cu epifluorescență. Pe scurt, probele de sol (1 g, trei repetiții) au fost fixate cu 9 mL de soluție de fixare (soluție salină tamponată cu fosfat: 130 mM NaCl; 7 mM Na<sub>2</sub>HPO<sub>4</sub>, 3 mM NaH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub>; 2% formaldehidă (v/v); 0,5% Tween 20 (v/v) și 100 mM pirofosfat de sodiu). Eprubeta a fost agitată (15 min, 400 rpm) și apoi lăsată la 4°C timp de 24 de ore, astfel încât particulele mai mari de sol să se poată așeza. O parte alicotă de supernatant (100-300 uL) a fost transferată într-un tub steril care conține 2 ml de soluție fiziologică sterilizată cu 200 uL de DAPI. După 30 min. în întuneric, soluția a fost filtrată printr-o membrană neagră de 0,2 μm care a fost montată ulterior pe un microscop de sticlă; celulele microbiene au fost numărate folosind un microscop cu epifluorescență (DM LB30, Leica GmbH, Heideberg, Germania).

Structura comunității microbiene a fost evaluată folosind metoda ELFA pentru a obține amprenta fenotipică a principalelor grupuri microbiene (bacterii gram-pozitive și gram-negative, ciuperci) care apar în diferitele probe de sol. Metoda de extracție, realizată în conformitate cu cea descrisă de Schutter și Dick (2000) și Di Lenola și colab. (2018), folosește un reactiv alcalin ușor pentru a liza celulele și a elibera acizii grași din lipide sub formă de esteri metilici [246,247]. Au fost extrași numai acizii grași legați de esteri și care nu sunt liberi. Pe scurt, 3 g de sol (greutate proaspătă) au fost amestecate cu 15 mL de 0,2 M KOH în metanol și 3 μg de standard intern (C19:0); a fost apoi agitat la 100 rpm la 37 °C timp de 1 oră, permițând eliberarea și metilarea ulterioară a ELFA-urilor. S-a adăugat apoi acid acetic (3 ml, 1,0 M) pentru a neutraliza pH-ul și extracția esterilor metilici ai acizilor grași (FAME) a fost efectuată folosind 10 ml de hexan. Stratul superior care conține hexan a fost evaporat într-o centrifugă de desicare timp de 1 oră și apoi resuspendat în 100 μL de hexan. În cele din urmă, determinările analitice au fost efectuate cu cromatografie gazoasă (GC) cuplată la un detector de ionizare în flacără (FID) (Perkin Elmer, Clarus 480), folosind un film DB-5ms (Rtx-5ms 30 m lungime × 0,32 mm i.d. × 0,25 μm film). grosime; Restek) coloană capilară [248]. Picurile de acizi grași au fost identificate prin compararea timpilor de retenție a vârfurilor din probe necunoscute cu cei ai esterilor metilici ai acizilor grași

(FAME, cat. nr. 47885-U, soluție standard în diclormetan, Supelco) și standardele de esteri metilici ai acizilor bacterieni (BAME, cat. nr.47080-U, soluție standard în metilcaproat, Supelco). Abundența relativă a acizilor grași găsite în diferitele probe de sol a fost exprimată ca procent molar (% mol) din acizii grași totali. Rezultatele ELFA corespunzătoare ciupercilor (18:1 $\omega$ 9c; 18:2 $\omega$ 6,9c), bacteriilor gram-negative (16:1 $\omega$ 7; 18:1 $\omega$ 7c; și 19:0cy), bacteriilor gram-pozitive (i15:0, a15:0, i16:0 și i17:0), bacterii totale (15:0, i15:0, a15:0, i16:0, i17:0, 17:0, 16:1 $\omega$ 7, 18:1 $\omega$ 7c și 19:0cy) și *Actinomycetales* (10Me16:0, 10Me17:0, 10Me18:0) au fost utilizate ca biomarkeri semnături pentru aceste grupări microbiene [249]. Rezultatele sunt raportate ca procente molare (% mol) din acizii grași totali.

Numărul total de ciuperci a fost evaluat prin metoda numărării în plăci, folosind mediul de cultură *Sabouraud* Agar pe diluții zecimale ale probelor de sol, cu 0,5% cloramfenicol (5,4 pH), [172]. Plăcile Petri care conțin mediul de cultură inoculat au fost incubate (4-5 zile de incubare la 25°C) într-un termostat Memmert UNB 100 (Germania). Coloniile de ciuperci au fost apoi numărate folosind numărătorul de colonii POL EKO LKB2002 (Polonia). Valorile obținute au fost înmulțite cu factorul de diluție ( $10^4$ ), rezultând numărul de unități formatoare de colonii (UFC/ gram de sol ) [250].

Au fost efectuate analize enzimatică ale activităților dehidrogenazei și catalazei pentru a măsura metabolismul și activitatea microbiană din sol; activitatea ureazei a fost efectuată pentru determinarea metabolismului azotului din sol. Activitatea actuală și potențială a dehidrogenazei (ADA și respectiv PDA) au fost determinate conform metodelor descrise de Casida și colab. (1964). Amestecuri de reacție au constat din 3,0 g pământ, 0,5 ml clorură de 2,3,5-trifeniltetrazoliu (TTC) și 1,5 ml apă distilată sau 1,5 ml soluție de glucoză pentru ADA și, respectiv, PDA. Toate amestecurile de reacție au fost incubate la 37 °C timp de 24 de ore. După incubare, trifenilformazanul produs a fost extras folosind acetonă și a fost măsurat spectrofotometric la 485 nm. Activitatea dehidrogenazei a fost exprimată ca mg de trifenilformazan (TPF) produs (din TTC) de 10 g de sol în 24 de ore.

Activitatea catalazei (CA) a fost determinată prin metoda permanganometrică [251]. Amestecuri de reacție au constat din 3,0 g sol, 2 ml H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 3% și 10 ml tampon fosfat. Incubarea a fost efectuată la 37°C timp de 1 oră. CA a fost exprimat ca mg H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> descompus de 1 g de sol în 1 oră (mg H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>/g sol în 1 oră).

Activitatea ureazei (UA) a fost determinată folosind metoda descrisă de Kandeler și Gerber (1988) [252]. Amestecuri de reacție au constat din 5,0 g sol, 5 ml soluție tampon și 5 ml soluție substrat. Amestecuri de reacție fără sol sau fără substrat au fost

utilizate ca martori. Toate amestecurile de reacție au fost incubate la 37°C timp de 2 ore. Amoniul eliberat a fost extras folosind soluție de clorură de potasiu și măsurat spectrofotometric la 445 nm. Rezultatele sunt raportate ca NH<sub>4</sub>/100 g sol în 2 ore.

Pentru a stabili o ierarhie a parcelelor, acordând o importanță egală celor patru măsurători de activitate enzimatică, indicatorul enzimatic al calității solului (EISQ) a fost calculat după cum urmează [253]:

$$EISQ = \frac{1}{n} \times \sum_{i=1}^n \frac{Vr(i)}{Vmax(i)}$$

unde n = numărul de măsurători ale activității enzimatice; Vr(i) = valoarea individuală reală a activității; Vmax(i) = valoarea individuală teoretică maximă a activității.

Valorile individuale maxime, calculate din compoziția amestecurilor de reacție, au fost 13,45 mg trifenilformazan (din 15 mg TTC în amestecul de reacție inițial) pentru ADA și PDA, 60 mg H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> (cantitatea adăugată la amestecul de reacție inițial) pentru CA și 85 mg amoniu (din 150 mg uree în amestecul de reacție inițial) pentru UA. EISQ poate varia între 0 (când nu există activitate în probele studiate) și 1 (când valorile individuale reale sunt egale cu valorile individuale maxime teoretice pentru toate măsurătorile activității enzimatice).

#### *Analize statistice*

Am folosit testul t pentru a evalua diferențele pentru fiecare parametru biologic între adâncimi (abundența microbiană totală, activitățile microbiene și structura comunităților microbiene, măsurate prin metoda ELFA), Corg, conținutul total de N și pH-ul. Corelațiile dintre altitudine, latitudine, longitudine și diferiții factori biotici (abundența microbiană, activități diferite și diferite grupuri bacteriene și ciuperci) au fost evaluate cu pachetul Software Statistica ([www.tibco.com/products/tibco-statistica](http://www.tibco.com/products/tibco-statistica)) și MS Excel pentru a identifica corelații între factorii biotici și abiotici.

O analiză generală a datelor a fost efectuată, de asemenea, ca test preliminar, pentru a identifica vizual într-un tabel eșantioanele care diferă de altele. În acest scop, a fost utilizată o diagramă cu hartă termică, folosind diferite culori pentru a reprezenta valorile datelor într-un tabel. Datorită gamei largi de valori pentru mai multe variabile, cu diferențe mari de mărime și unități de măsură diferite, tuturor rezultatelor (bacterii gram-pozitive, gram-negative, procent de fungi, conținut total de azot și Corg, umiditatea solului, numărul total de germeni, pH, PDA, ADA, CA și UA, conținut total și organic de P) le-au fost acordate un interval (de la 1 pentru cel mai înalt nivel la 26 pentru cel mai mic nivel) de standardizare a datelor. S-a calculat apoi rangul total al fiecărei probe

(suma rangului fiecărui parametru, adică rangul pentru azotul total plus rangul pentru numărul total de microbi etc.) și s-a construit graficul.

În cele din urmă, analiza componentelor principale (PCA) a tuturor datelor (cu factori de longitudine, latitudine și altitudine) a fost efectuată cu R ([www.r-project.org](http://www.r-project.org), versiunea 3.4.4) pentru a identifica modele și pentru a evidenția asemănările și diferențele dintre diferitele probe de sol. O analiză PCA a tuturor punctelor de prelevare (0-15 și 15-30 cm adâncime) a fost efectuată luând în considerare următorii factori: abundența microbiană; altitudine; pH; Corg; raportul fungi/bacterii; raportul N:P și EISQ. Înainte de analizele PCA, setul de date a fost standardizat prin medie și abatere standard în MS Excel.

## **Rezultate**

### *Analizele fizico-chimice*

pH-ul solului a variat între 4,10 și 6,65, fără diferențe semnificative statistic între straturile de sol de suprafață și cele profunde ale aceleași zone (Tabel 2.3.26.). Solurile cu pH acid (<5,5) au fost POL A și B, SVK B și C, ROU A și B, ITA și BGR (Figura 2.3.15.). Corg și N total (Figura 2.3.16, 2.3.17. și Tabelul 2.3.26.) detectate în probele de suprafață (0-15 cm) au fost semnificativ mai mari decât concentrațiile detectate în probele de la adâncime mai mare în cazul sitului german (DEU), siturile slovace (SVK A, SVK B și SVK C) și site-urile poloneze (POL A și POL B), (test t pereche,  $p < 0,05$ ). Cele mai mari valori ale Corg au fost determinate în probele ESP la ambele adâncimi (7,56% și 7,03% pentru 0-15 și, respectiv, 15-30 cm). P organic a variat între 168,19 și 1609,79  $\mu\text{g/g}$  sol, cu cele mai mari valori ( $p < 0,01$ ) pentru ROU A. Raportul N:P a variat de la 0,60 la 8,80, cu cele mai mari valori ( $p < 0,01$ ) găsite în ESP (Tabelul 2.3.26.). Aceste valori indică faptul că, cantitatea de fosfor nu este un factor limitativ în aceste soluri [129].



Tabel 2.3.26. Abiotic (pH, soil moisture, organic carbon, total nitrogen and N:P ratio) and biotic factors (microbial abundance, gram-positive and gram-negative bacteria, Actinomycetales and fungi) in the permanent plots of European beech forests within the COST Action project CLIMO.

Plot name	Depth cm	pH	Soil moisture	C <sub>org</sub> %	Total N %	N:P	Microbial abundance	Gram+ % mol	Gram- % mol	Actinomycetales % mol	Fungi
			%				No. cells/g soil				CFU×10 <sup>3</sup> /g soil
<b>SVK A</b>	0-15	6.27	0.42	5.61	0.46	3.32	1.77×10 <sup>8</sup>	42.53	43.75	8.36	14.50
	15-30	6.26	0.36	4.88	0.36	2.85	6.06×10 <sup>7</sup>	39.93	42.02	10.01	15.50
<b>DEU</b>	0-15	5.32	0.34	5.78	0.27	2.69	1.77×10 <sup>8</sup>	34.77	40.96	9.17	126.00
	15-30	5.79	0.38	4.78	0.15	2.09	6.00×10 <sup>7</sup>	35.72	33.39	9.74	112.50
<b>ROU A</b>	0-15	5.10	0.38	2.43	0.13	0.72	4.32×10 <sup>7</sup>	41.86	46.56	5.45	248.00
	15-30	5.14	0.34	1.40	0.10	0.60	9.16×10 <sup>6</sup>	35.22	39.67	8.08	221.00
<b>ROU B</b>	0-15	5.03	0.17	3.47	0.25	5.43	1.65×10 <sup>8</sup>	42.97	47.62	8.22	77.00
	15-30	5.14	0.15	3.14	0.20	4.65	3.43×10 <sup>7</sup>	37.61	42.37	9.02	11.00
<b>SVK B</b>	0-15	4.24	0.20	3.88	0.22	3.43	4.02×10 <sup>7</sup>	41.52	44.87	6.78	78.50
	15-30	4.37	0.25	4.04	0.21	3.75	2.83×10 <sup>7</sup>	42.43	46.10	11.76	28.00
<b>SVK C</b>	0-15	4.63	0.27	4.62	0.28	4.67	2.12×10 <sup>7</sup>	37.30	51.66	4.03	94.50
	15-30	4.73	0.24	3.85	0.13	2.82	2.13×10 <sup>7</sup>	40.95	47.97	14.60	44.00
<b>POL A</b>	0-15	4.10	0.26	2.97	0.17	3.41	1.65×10 <sup>8</sup>	41.04	46.36	9.13	120.50
	15-30	4.38	0.26	2.20	0.13	6.08	1.77×10 <sup>8</sup>	47.89	39.16	8.19	34.50
<b>POL B</b>	0-15	5.00	0.17	2.45	0.18	3.39	8.55×10 <sup>7</sup>	41.96	30.77	9.88	-
	15-30	4.99	0.16	1.57	0.12	5.36	2.53×10 <sup>7</sup>	25.30	40.08	5.79	200.00
<b>BIH A</b>	0-15	6.6	0.08	3.18	0.25	4.03	9.89×10 <sup>7</sup>	46.19	44.98	8.47	79.50
	15-30	6.35	0.22	2.57	0.17	3.36	4.42×10 <sup>7</sup>	45.08	44.87	7.28	76.00
<b>BIH B</b>	0-15	6.65	0.3	4.00	0.32	4.37	1.76×10 <sup>8</sup>	40.98	51.74	8.79	69.50
	15-30	6.65	0.24	1.65	0.17	2.56	5.44×10 <sup>7</sup>	43.08	45.96	7.75	32.50
<b>ITA</b>	0-15	4.52	0.43	5.38	0.29	4.71	1.50×10 <sup>8</sup>	42.91	46.56	6.02	98.50
	15-30	4.56	0.41	4.10	0.24	4.06	9.66×10 <sup>7</sup>	42.56	44.72	8.53	63.70
<b>BGR</b>	0-15	4.71	0.12	2.77	0.19	3.58	2.27×10 <sup>8</sup>	37.62	49.62	6.99	300.00
	15-30	4.73	0.12	3.25	0.22	4.62	9.10×10 <sup>7</sup>	39.63	42.25	8.36	70.00
<b>ESP</b>	0-15	5.54	0.22	7.56	0.30	7.48	2.69×10 <sup>8</sup>	46.75	35.57	10.97	325.00
	15-30	5.50	0.2	7.03	0.30	8.86	6.66×10 <sup>7</sup>	46.67	39.72	12.02	175.00

Sampling points: Slovakia A (SVK A); Germany (DEU); Romania A (ROU A); Romania B (ROU B); Slovakia B (SVK B); Slovakia C (SVK C); Poland A (POL A); Poland B (POL B); Bosnia A (BIH A); Bosnia B (BIH B); Italy (ITA); Bulgaria (BGR); Spain (ESP).

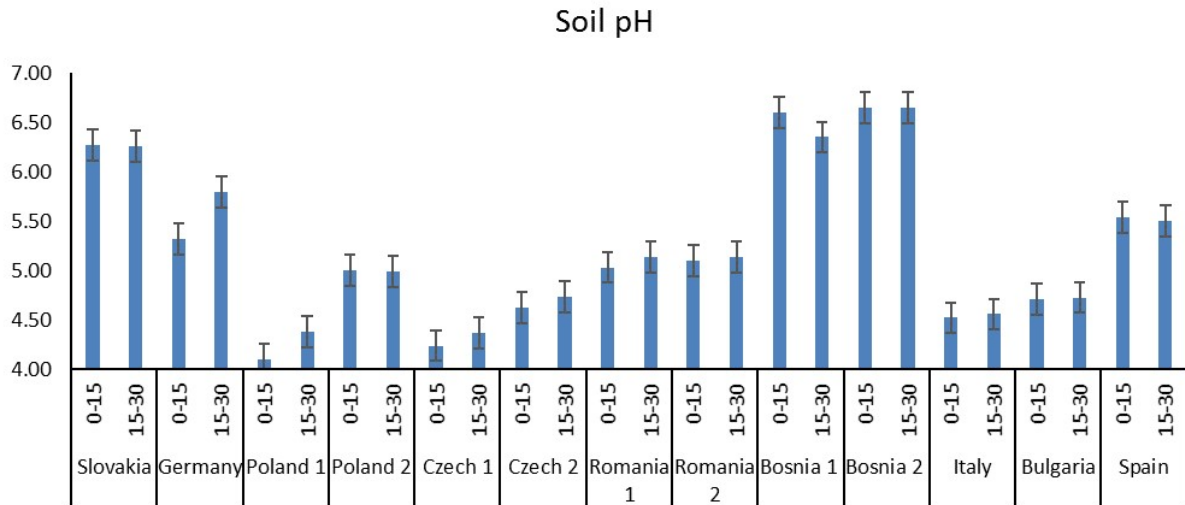


Fig. 2.3.15. pH-ul solului măsurat la fiecare punct de prelevare și adâncime (0-15 și 15-30 cm) a parcelelor de fag. Puncte de prelevare: Slovacia A, B și C (SVK A, SVK B și SVK C); Germania (DEU); România A și B (ROU A și ROU B); Polonia A și B (POL A și POL B); Bosnia A și B (BIH A și BIH B); Italia (ITA); Bulgaria (BGR); Spania (ESP).

Barele verticale reprezintă erorile standard.

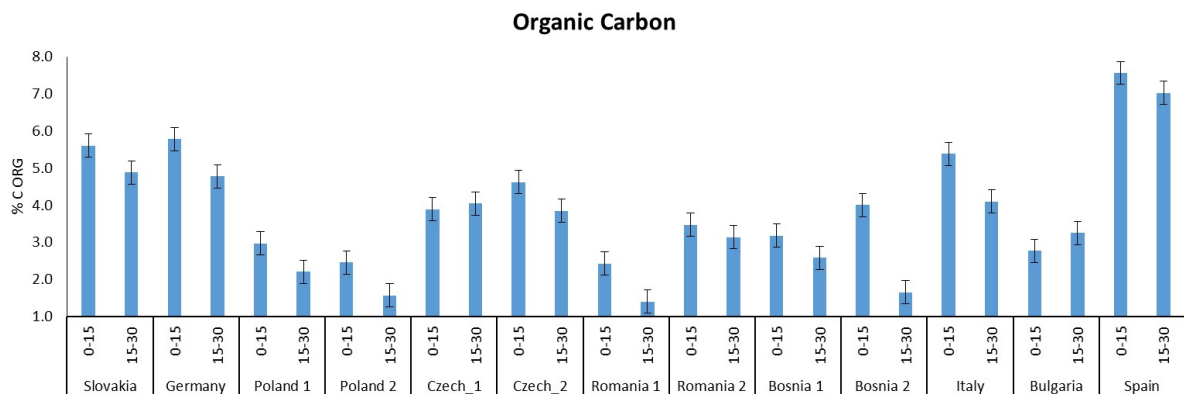


Fig. 2.3.16. Carbonul organic măsurat la fiecare punct de prelevare și adâncime (0-15 și 15-30 cm) a parcelelor de fag. Puncte de prelevare: Slovacia A, B și C (SVK A, SVK B și SVK C); Germania (DEU); România A și B (ROU A și ROU B); Polonia A și B (POL A și POL B); Bosnia A și B (BIH A și BIH B); Italia (ITA); Bulgaria (BGR); Spania (ESP).

Barele verticale reprezintă erorile standard.

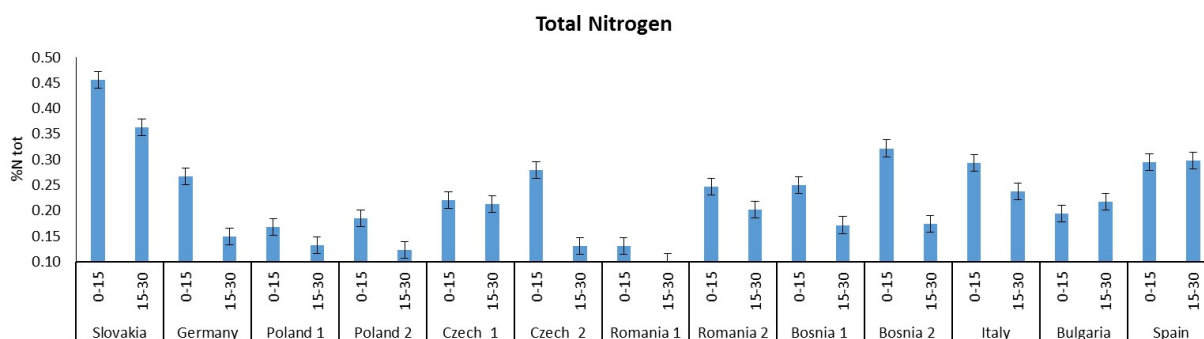


Fig. 2.3.17. Azotul total măsurat la fiecare punct de prelevare și adâncime (0-15 și 15-30 cm) a parcelelor de fag. Puncte de prelevare: Slovacia A, B și C (SVK A, SVK B și SVK C); Germania (DEU); România A și B (ROU A și ROU B); Polonia A și B (POL A și POL B); Bosnia A și B (BIH A și BIH B); Italia (ITA); Bulgaria (BGR); Spania (ESP).

Barele verticale reprezintă erorile standard.

*Măsurătorile activității enzimatică și corelațiile cu altitudinea/latitudinea/longitudinea și cu proprietățile chimice ale solului*

Rezultatele pentru diferitele activități enzimatică și EISQ sunt raportate în Tabelul 2.3.27. Valorile au fost în general mai mari în probele de sol de suprafață (0-15 cm) decât în cele mai adânci (15-30 cm). Valoarea EISQ a variat, de la 0,506 la 0,94 cu cele mai mari valori găsite pentru solurile spaniole și slovace. Niciuna dintre corelațiile dintre altitudine și indicatorii enzimatici analizați nu a fost semnificativă atunci când probele de la ambele adâncimi au fost amestecate. Cu toate acestea, s-au găsit corelații semnificative între altitudine și ADA la 0-15 cm ( $r = ,432$ ;  $p < 0,05$ ) și între altitudine și CA la 15-30 cm adâncime ( $r = -0,326$ ;  $p < 0,05$ ). ADA și PDA au crescut odată cu altitudinea parcelelor permanente, în timp ce CA a scăzut. Corelațiile dintre activitățile enzimatică și latitudine nu au fost semnificative (Tabelul 2.3.29.), cu excepția ADA pentru probele de suprafață. În cele din urmă, a fost găsită o corelație semnificativă ( $p < 0,01$ ) între CA și pH, dar și raportul N:P și între UA și carbonul organic.

Tabel 2.3.27. Activitatea dehidrogenazică actuală și potențială, catalazică și ureazică și indicatorul enzimatic al calității solului în suprafețele permanente ale pădurilor de fag din

## Europa în cadrul proiectului COST ACTION CLIMO

Suprafață	Adâncime cm	ADA mg TPF/10g soil/24 h	PDA mg TPF/10g soil/24 h	CA mg H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> /g soil/h	UA mg NH <sub>4</sub> /100 g soil/2 hours	EISQ
<b>SVK A</b>	0-15	14.28	15.23	8.1	5.614	0.659
	15-30	5.46	10.13	6.8	3.498	0.506
<b>DEU</b>	0-15	12.29	15.06	7.2	5.980	0.635
	15-30	12.51	13.63	7.4	4.481	0.698
<b>ROU A</b>	0-15	16.29	26.18	9.6	3.098	0.632
	15-30	14.00	18.42	9.5	2.948	0.675
<b>ROU B</b>	0-15	17.02	28.50	9.2	3.698	0.728
	15-30	11.53	13.63	8.9	2.598	0.615
<b>SVK B</b>	0-15	11.81	18.67	11.6	4.548	0.687
	15-30	7.67	17.86	10.5	3.998	0.715
<b>SVK C</b>	0-15	17.75	33.54	11.8	5.397	0.898
	15-30	14.28	26.09	11.2	4.581	0.925
<b>POL A</b>	0-15	12.34	23.26	9.4	3.365	0.687
	15-30	12.04	17.52	9.5	2.665	0.724
<b>POL B</b>	0-15	13.07	22.90	9.5	3.991	0.665
	15-30	13.41	14.75	9.4	2.982	0.683
<b>BIH A</b>	0-15	23.35	27.13	9.3	3.598	0.780
	15-30	15.23	18.34	9.2	2.932	0.732
<b>BIH B</b>	0-15	12.96	16.96	9.3	2.615	0.559
	15-30	9.40	12.43	9.4	2.449	0.579
<b>ITA</b>	0-15	9.35	16.04	10.9	5.131	0.652
	15-30	8.87	13.38	10.1	4.498	0.709
<b>BGR</b>	0-15	20.72	32.56	9.2	3.881	0.804
	15-30	13.41	27.52	9.4	3.915	0.850
<b>ESP</b>	0-15	24.52	25.70	12.2	4.414	0.875
	15-30	18.95	25.45	11.2	3.848	0.940

ADA: Activitatea dehidrogenazică actuală; PDA: Activitatea dehidrogenazică potențială; CA: Activitatea catalazică; UA: Activitatea ureazică; EISQ: Indicatorul enzimatic. Puncte de prelevare: Slovacia A (SVK A); Germania (DEU); România A (ROU A); România B (ROU B); Slovacia B (SVK B); Slovacia C (SVK C); Polonia A (POL A); Polonia B (POL B); Bosnia A (BIH A); Bosnia B (BIH B); Italia (ITA); Bulgaria (BGR); Spania (ESP).

*Comunitățile microbiene și corelațiile acestora cu altitudinea/latitudinea/longitudinea*

Numărul total de microorganisme (Figura 2.3.18.; Tabelul 2.3.28.) la adâncimea solului de 15-30 cm (valoare medie:  $5,91 \times 10^7 \pm 1,22 \times 10^7$  celule/g) a fost mai mic sau comparabil cu cel detectat la adâncimea solului de 0-15 cm (valoare medie:  $1,38 \times 10^8 \pm$

$2,08 \times 10^7$  celule/g) în toate probele analizate. Situația a fost similară pentru bacteriile gram-negative și pentru bacteriile și ciupercile măsurate cu metoda ELFA (Fig. 2.3.20, 2.3.21.), unde cei 15 cm de sol au afișat valori mai mari decât cele ale probelor mai adânci. În ceea ce privește bacteriile gram-pozitive, valorile au fost ridicate în unele probe (0-15 POL A, 15-30 >ESP >BIH B 0-15), dar nu a existat o distincție clară între straturile mai puțin adânci și straturile profunde ale solului. Spre deosebire de bacterii, numărul de ciuperci (Tabelul 2.3.29.) a fost în general mai mare în probele mai adânci decât în probele de suprafață. Singurele excepții au fost găsite în eșantioanele slovace și spaniole, în care valorile au fost similare.

În cazul *Actinomycetales* (Figura 2.3.19.; Tabelul 2.3.28.), cu câteva excepții (de exemplu, POL A și B, BIH A și B), tendința a fost similară cu cea raportată pentru ciuperci, și anume că probele mai adânci au conținut mai mare decât probele mai puțin adânci. Nu au existat corelații semnificative între abundența microbiană totală și latitudine sau altitudine, deși s-au găsit valori mai mari în cazul latitudinii (Tabele 2.3.29.-2.3.34.).

Compoziția și activitățile comunității microbiene nu au fost corelate cu altitudinea dacă s-au luat în considerare ambele adâncimi ale solului. S-au înregistrat corelații semnificative între altitudine și ADA în stratul superior de sol și între altitudine și CA în stratul mai adânc de sol (în acest din urmă caz, corelația a fost negativă). ). Atât ADA, cât și PDA au crescut odată cu altitudinea, în timp ce CA a scăzut (Tabele 2.3.29.-2.3.34.).

Tabel 2.3.28. Valorile proprietăților chimice, numărul total de germeni și fungi

Suprafață	Adâncime (cm)	pH	Umiditate (%)	Corg (%)	N total (%)	Abundența microbiană (nr. celule/g sol)	Gram+ (%mol)	Gram- (%mol)	Actino-mycetales (%mol)	Fungi (UFC/g sol)
Slovakia	0-15	6.27	0.42	5.61	0.46	$1.77 \times 10^8$	42.53	43.75	8.36	14.500
	15-30	6.26	0.36	4.88	0.36	$6.06 \times 10^7$	39.93	42.02	10.01	15.500
Germany	0-15	5.32	0.34	5.78	0.27	$1.77 \times 10^8$	34.77	40.96	9.17	126.000
	15-30	5.79	0.38	4.78	0.15	$6.00 \times 10^7$	35.72	33.39	9.74	112.500
Romania_1	0-15	5.1	0.38	2.43	0.13	$4.32 \times 10^7$	41.86	46.56	5.45	248.000
	15-30	5.14	0.34	1.40	0.10	$9.16 \times 10^6$	35.22	39.67	8.08	221.000
Romania_2	0-15	5.03	0.17	3.47	0.25	$1.65 \times 10^8$	42.97	47.62	8.22	77.000
	15-30	5.14	0.15	3.14	0.20	$3.43 \times 10^7$	37.61	42.37	9.02	11.000
Czech_1	0-15	4.24	0.2	3.88	0.22	$4.02 \times 10^7$	41.52	44.87	6.78	78.500
	15-30	4.37	0.25	4.04	0.21	$2.83 \times 10^7$	42.43	46.10	11.76	28.000
Czech_2	0-15	4.63	0.27	4.62	0.28	$2.12 \times 10^7$	37.30	51.66	4.03	94.500
	15-30	4.73	0.24	3.85	0.13	$2.13 \times 10^7$	40.95	47.97	14.60	44.000
Poland_1	0-15	4.1	0.26	2.97	0.17	$1.65 \times 10^8$	41.04	46.36	9.13	120.500

	15-30	4.38	0.26	2.20	0.13	$1.77 \times 10^8$	47.89	39.16	8.19	34.500
Poland_2	0-15	5.0	0.17	2.45	0.18	$8.55 \times 10^7$	41.96	30.77	9.88	1.200.000
	15-30	4.99	0.16	1.57	0.12	$2.53 \times 10^7$	25.30	40.08	5.79	200.000
Bosnia_1	0-15	6.6	0.08	3.18	0.25	$9.89 \times 10^7$	46.19	44.98	8.47	79.500
	15-30	6.35	0.22	2.57	0.17	$4.42 \times 10^7$	45.08	44.87	7.28	76.000
Bosnia_2	0-15	6.65	0.3	4.00	0.32	$1.76 \times 10^8$	40.98	51.74	8.79	69.500
	15-30	6.65	0.24	1.65	0.17	$5.44 \times 10^7$	43.08	45.96	7.75	32.500
Italy	0-15	4.52	0.43	5.38	0.29	$1.50 \times 10^8$	42.91	46.56	6.02	98.500
	15-30	4.56	0.41	4.10	0.24	$9.66 \times 10^7$	42.56	44.72	8.53	63.700
Bulgaria	0-15	4.71	0.12	2.77	0.19	$2.27 \times 10^8$	37.62	49.62	6.99	300.000
	15-30	4.73	0.12	3.25	0.22	$9.10 \times 10^7$	39.63	42.25	8.36	70.000
Spain	0-15	5.54	0.22	7.56	0.30	$2.69 \times 10^8$	46.75	35.57	10.97	325.000
	15-30	5.5	0.2	7.03	0.30	$6.66 \times 10^7$	46.67	39.72	12.02	175.000

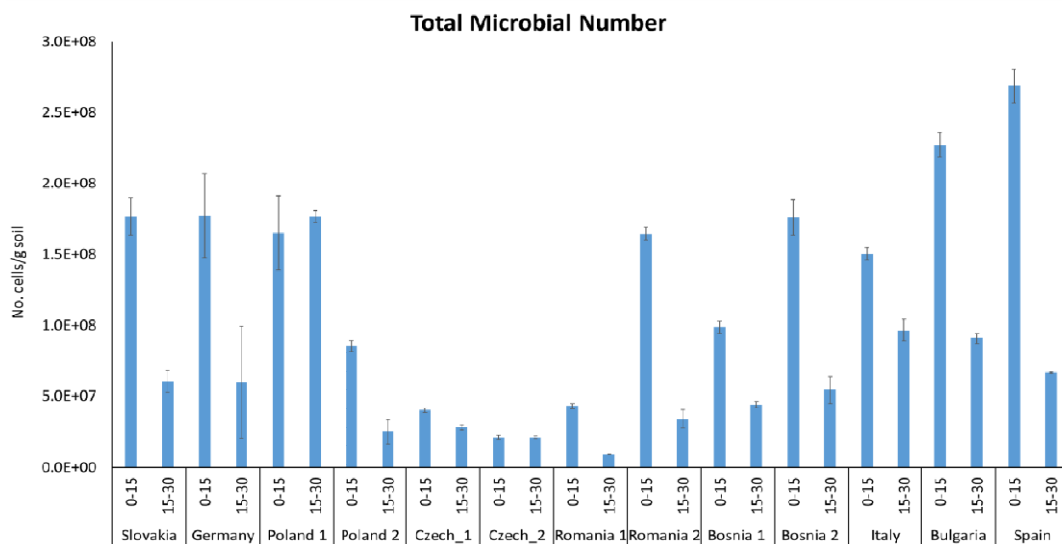


Fig. 2.3.18. Comunitatea microbiană în probele de sol analizate

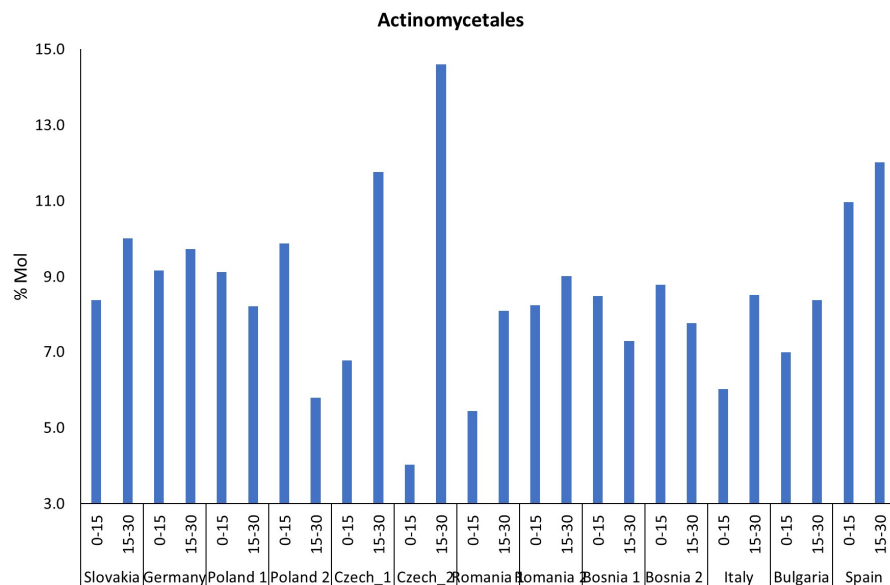


Fig.2.3.19. Numărul total de actinomicete în probele de sol analizate

Tabel 2.3.29. Corelații între activitățile microbiene (numărul total de bacterii Gram+, Gram-, Actinomycetales și Funghi) și altitudinea, latitudinea și longitudine.

\* Valori semnificative ( $p < 0.05$ ).

Corelații	Număr total de germeni	Gram+		Gram-		Actinomycetales		Fungi			
		0-15	15-30	0-15	15-30	0-15	15-30	0-15	15-30		
Depth (cm)											
<b>Altitudine</b>	<i>r</i>	0.264	-0.035	0.264	-0.183	-0.165	-0.346	0.042	-0.247	0.416	0.500
<b>Latitudine</b>	<i>r</i>	-0.534	-0.646	-0.455	-0.324	-0.111	-0.106	-0.172	0.143	-0.621	-0.193
<b>Longitudine</b>	<i>r</i>	-1.67*	-1.67*	-0.229	-0.434	0.35	0.114	-0.374	-0.40	-0.217	-0.269

Tabel 2.3.30. Corelații între activitățile enzimaticе, altitudine și latitudine. ADA: activitatea dehidrogenazică actuală; PDA: activitatea dehidrogenazică potențială; CA: activitatea catalazică; UA: activitatea ureazică. \* Valori semnificative ( $p < 0.05$ )

	Adâncime (cm)	ADA		PDA		CA		UA	
		0-15	15-30	0-15	15-30	0-15	15-30	0-15	15-30
<b>Altitudine</b>	<i>r</i>	0.432*	0.203	0.132	0.036	-0.277	-0.326*	0.023	0.023
<b>Latitudine</b>	<i>r</i>	-0.71*	-0.474	-0.345	-0.392	-0.174	-0.244	0.423	0.157
<b>Longitudine</b>	<i>r</i>	-1.01*	-1.05*	0.51	-1.02*	-0.72*	-0.614	-0.63	-1.10*

Tabel 2.3.31. Corelații (valori *r*) între numărul total de germeni, activitățile enzimaticе și proprietățile chimice ale solului, considerând ambele adâncimi (0-15 and 15-30 cm).

C<sub>org</sub>: Carbon organic; N<sub>tot</sub>: total azot; P<sub>org</sub>: fosfor organic; ADA: activitate dehidrogenazică actuală; CA: activitate catalazică; UA: activitate ureazică. Valori semnificative: \*  $p < 0.05$ ; \*\*  $p < 0.01$ .

	Număr total de microorganisme	ADA	CA	UA
<b>C<sub>org</sub></b>	0.384*	0.188	0.181	0.556**
<b>N<sub>tot</sub></b>	0.405*	0.020	0.090	0.360
<b>Umiditate</b>	0.183	0.302	0.257	0.392
<b>pH</b>	0.042	0.149	0.880**	0.162
<b>P<sub>org</sub></b>	0.218	0.110	0.332	0.066
<b>N:P</b>	0.270	0.350	0.575**	0.022
<b>ADA</b>	0.453*	-	0.349	0.091
<b>CA</b>	0.068	0.349	-	0.083
<b>UA</b>	0.126	0.090	0.083	-

Tabel 2.3.32. Corelațiile bacteriilor și fungilor cu altitudinea

Corelație	Germeni 0-15	Germeni 15-30	Gram+ 0-15	Gram+ 15-30	Gram- 0-15	Gram- 15-30	Actinomicete 0-15	Actinomicete 15-30	Fungi 0-15	Fungi 15-30
r	0.264	-0.035	0.264	-0.183	-0.165	-0.346	0.042	-0.247	0.416	0.500

Tabel 2.3.33. Corelațiile activității enzimaticе, bacteriilor și fungilor cu latitudinea

Correlation	ADA 0-15	ADA 15-30	PDA 0-15	PDA 15-30	CA 0-15	CA 15-30	UA 0-15	UA 15-30
r	-0.71	-0.474	-0.345	-0.392	-0.174	-0.244	0.423	0.157

Tabel 2.3.34. Corelații între microorganisme

Cor.	Germeni 0-15	Germeni 15-30	Gram+ 0-15	Gram+ 15-30	Gram- 0-15	Gram- 15-30	Actinom. 0-15	Actinom. 15-30	Fungi 0-15	Fungi 15-30
r	-0.534	-0.646	-0.455	-0.324	-0.111	-0.106	-0.172	0.143	-0.621	-0.193

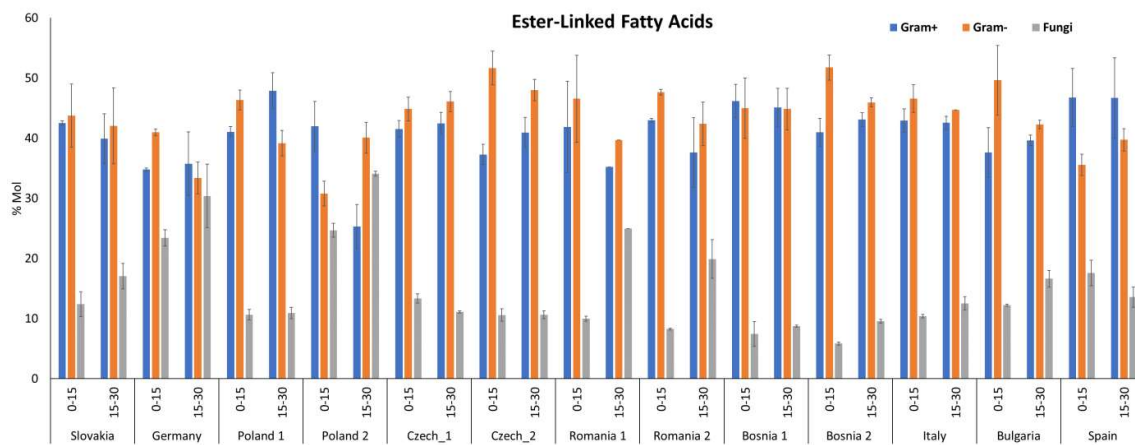


Fig. 2.3.20. Structura comunității microbiene evaluată prin metoda ELFA (acizi grași legați cu esteri)

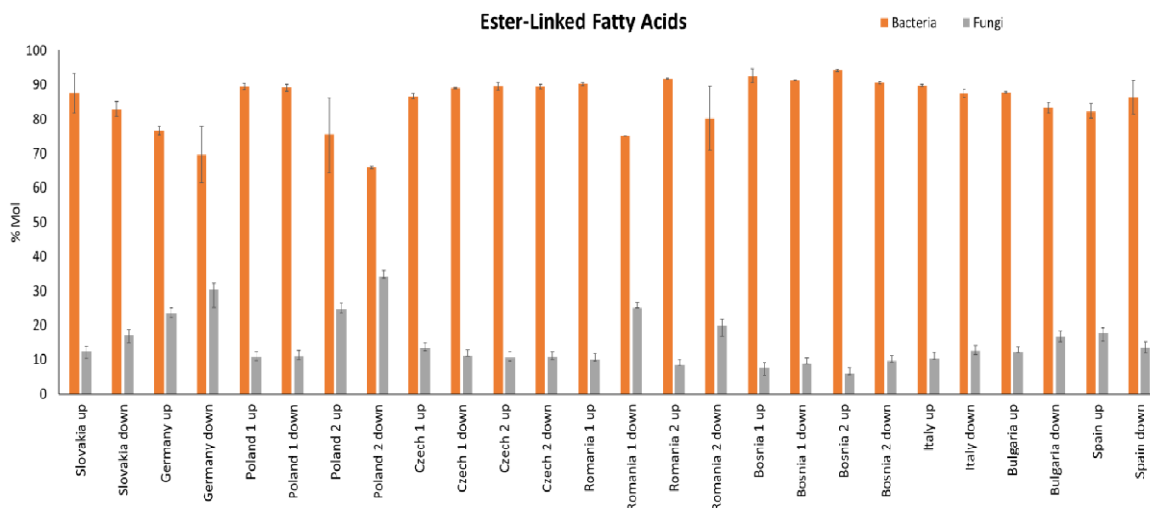


Fig. 2.3.21. Comparație între bacterii și fungi evaluată prin metoda ELFA (acizi grași legați cu esteri)



*Analiza generală a rangului*

Analiza generală a rangului (Tabelele 2.3.35 și 2.3.36.) a fost extrem de utilă în identificarea eșantioanelor „neconforme”. S-a estimat măsura în care un singur eșantion diferă de celelalte. Spania, Slovacia, Germania și Italia au prezentat valori mai mici, în timp ce eșantioanele din Polonia (POL A și B), România și Bulgaria au prezentat valori mai mari. Acest lucru ar putea fi explicat prin poziția geografică a locurilor de prelevare (Imag.2.3.5.), deoarece majoritatea siturilor cu valori mai mici sunt situate în Europa de Vest, în timp ce majoritatea sitului cu valori mai mari sunt situate în Europa de Est. Analiza corelației (Tabelul 2.3.36.) ilustrează modul în care longitudinea a fost puternic corelată cu analiza generală a rangului ( $r=0,79$ ;  $p=0,0006$ ), susținând ipoteza că diferențele observate s-ar putea datora în primul rând locației geografice a locurilor de prelevare în termeni de longitudine.

Tabel 2.3.35. Diagrama cu harta termică reprezentând rangul general al fiecărui eșantion.

<i>Total rank</i>	<i>SVK A</i>	<i>DEU</i>	<i>POL A</i>	<i>POL B</i>	<i>SVK B</i>	<i>SVK C</i>	<i>ROU A</i>	<i>ROU B</i>	<i>BIH A</i>	<i>BIH B</i>	<i>ITA</i>	<i>BGR</i>	<i>ESP</i>
UP	89.5	126	173.5	166	155	123	173	127	140.5	131.5	112	155	77
DOWN	149	139	179	205	160	150	204.5	182.5	167	174.5	130	167	104.5
<i>Overall (up+down)</i>	238.5	265	352.5	371	315	273	377.5	309.5	307.5	306	242	322	181.5

Sampling points: Slovakia A (SVK A); Germany (DEU); Romania A (ROU A); Romania B (ROU B); Slovakia B (SVK B); Slovakia C (SVK C); Poland A (POL A); Poland B (POL B); Bosnia A (BIH A); Bosnia B (BIH B); Italy (ITA); Bulgaria (BGR); Spain (ESP).

**Notă:** Un rang a fost atribuit fiecărui parametru (bacterii gram-pozitive și gram-negative, ciuperci, conținut total de azot și Corg, umiditatea solului, numărul total de microbi, pH, PDA, ADA, CA și UA, conținut de P total și organic). Clasamentul total (culoarea roșie în tabel pentru valoarea de rang scăzut; verde pentru valoarea de rang ridicat) al fiecărui eșantion a fost calculat ca suma fiecărui rang de parametri. SUS: clasament pentru rezultatele probei de sol de 0-15 cm; JOS: Rezultate probe de sol de 15-30 cm. În general: rezultatele de la ambele adâncimi sunt considerate împreună în calculul clasamentului.

Tabel 2.3.36. Corelații ( $r$ ) între coordonatele probelor (longitudine, latitudine and altitudine) și rangul general

Samples	Latitude North	Longitude East	Altitude (ma.s.l.)	Overall rank (UP+DOWN)
<b>Slovakia A</b>	48.67797	19.47017	1180	238.5
<b>Germany</b>	49.08566	13.30653	1120	265.0
<b>Romania A</b>	45.49583	25.18778	1461	377.5
<b>Romania B</b>	45.53722	25.88382	1277	309.5
<b>Slovakia B</b>	49.17147	19.08182	767	315.0
<b>Slovakia C</b>	49.28517	16.73928	490	273.0
<b>Poland A</b>	49.62243	18.91460	520	352.5
<b>Poland B</b>	49.43298	20.90310	830	371.0
<b>Bosnia A</b>	43.72444	18.28583	1290	307.5
<b>Bosnia B</b>	44.64409	16.66843	524	306.0
<b>Italy</b>	46.11889	12.42972	1090	242.0
<b>Bulgaria</b>	42.67250	23.85083	1350	322.0
<b>Spain</b>	41.77556	2.456667	1186	181.5
<b>Correlation <math>r</math></b>	<b>0.26</b>	<b>0.79</b>	<b>-0.1</b>	
<b><math>p</math>-value</b>	<b>0.19</b>	<b>0.0006</b>	<b>0.63</b>	

Notă: Rangul general se referă la rezultatele ambelor adâncimi (UP: 0-15 cm; DOWN: 15-30 cm) care sunt considerate împreună în calculul clasamentului

### Analiza PCA

Suma axelor PC1 și PC2 ale diagramei de analiză a componentelor principale (Figura 2.3.22.) explică 51% din variația dintre situri. Probele din Spania (ESP), Bulgaria (BGR), Polonia (POL A) și România (ROU B) sunt grupate într-un grup și sunt caracterizate prin valori ridicate ale Corg, EISQ, N:P și abundență microbiană. Acești parametri sunt strâns legați deoarece Corg influențează atât activitatea microbiană, cât și abundența. În special, eșantionul ESP 0-15 cm este diferit de celelalte, datorită conținutului său ridicat de Corg ca factor principal, dar și alți factori (de exemplu, valoarea ridicată a EISQ și valoarea ridicată a raportului N:P au influențat acest rezultat.

Probele din Germania (DEU), Bosnia (BIH A și B) și Rezervația Națională Națională Zadna Polana din Slovacia (SVK A) creează un alt grup caracterizat prin valori ridicate ale pH-ului și un raport scăzut ciuperci/bacterii. În cele din urmă, celelalte două parcele slovace situate în Rezervația Națională Parcul Național Fatra de Jos (SVK B și C), și cele două situri românești situate în Carpații Meridionali (ROU A și B) formează un alt cluster caracterizat prin valori scăzute de Corg și abundență microbiană precum și valori EISQ ridicate.

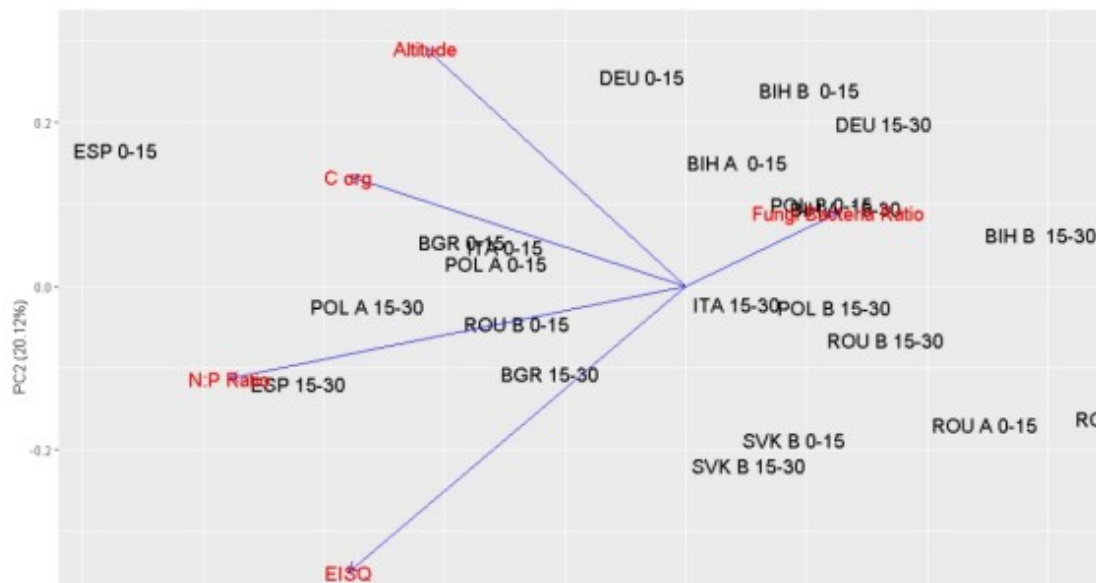


Fig. 2.3.22. Principal component analysis (PCA) a tuturor datelor (cu factorii longitudine, latitudine și altitudine) pentru fiecare punct de prelevare (0-15 and 15-30 cm adâncime) considerând următorii factori: abundența microbiană; pH-ul; carbonul organic ( $C_{org}$ ); raportul fungi/bacterii; raportul azot/fosfor (N:P) and indicatorul enzimatic al calității solului (EISQ). Eigenvectorii (toate componentele) sunt evidențiate în albastru. Suprafețele: Slovakia A, B și C (SVK A, SVK B și SVK C); Germany (DEU); Romania A și B (ROU A și ROU B); Poland A și B (POL A și POL B); Bosnia A și B (BIH A și BIH B); Italy (ITA); Bulgaria (BGR); Spain (ESP).

## Discuții

Comunitățile microbiene din sol oferă servicii multiple în păduri și au un rol fundamental în ciclurile biogeochimice terestre; cu toate acestea, distribuția lor spațială împreună cu variația activităților microbiene nu sunt bine studiate. Mai mulți factori biotici și abiotici afectează distribuțiile biogeografice ale biomasei microbiene din sol, activitatea și comunitățile la scară geografică.

Scopul acestui studiu a fost de a identifica corelații între caracteristicile solului (factori biotici și abiotici) și latitudine, longitudine sau altitudine. După cum au constatat deja mai mulți autori, efectul altitudinii asupra comunităților microbiene din sol este probabil prea complex pentru a fi indicat printr-o relație liniară simplă sau este ascuns de gradientii edafici locali și de condițiile de mediu (de exemplu, disponibilitatea umidității și ratele de evaporare la nivelul solului) și factori specifici locali (de exemplu, structura arboretului și compoziția speciilor) [254]. În probele noastre, s-au identificat activități enzimatic ridicate în stratul de sol de suprafață (0-15), probabil datorită

conținutului ridicat de Corg. Valorile raportului N:P indică faptul că, cantitatea de fosfor din aceste soluri nu este limitată.

Speciile de arbori prezintă de asemenea un efect semnificativ asupra microbiomului solului, determinând calitatea substraturilor [255]. Litierea de fag se descompune cu ușurință, datorită conținutului ridicat de compuși solubili în apă [256], iar acest lucru explică gradul de activitate enzimatică ridicat în stratul superior de sol. Densitatea arboretului și, în consecință, gestionarea pădurilor [257] pot afecta, de asemenea, cantitatea de resturi vegetale și, prin urmare, disponibilitatea nutrienților și comunitățile microbiene din straturile de sol. Schimbările în dinamica materiei vegetale (și a componentelor sale) reflectă modelele climatice, și anume cele care afectează disponibilitatea apei și furnizarea de nutrienți [258].

Potențialul enzimatic al solurilor, care este un indicator al calității solului și oferă o imagine a intensității activității solului [259,260], a variat într-un interval larg (0,6-0,9), indicând faptul că solurile aveau un potențial enzimatic în general bun, de la mediu la ridicat. Aceste valori reflectă dinamica activității microbiene, care este cunoscută ca fiind ridicată în rizosferă [261]. Deși s-a analizat câte o probă compozită pentru fiecare parcelă și pentru fiecare adâncime de prelevare, corelațiile din studiul nostru au demonstrat că altitudinea nu a fost principalul factor care a determinat modificările caracteristicilor abiotice sau biotice în suprafețele investigate. Activitățile enzimatice ale solului și comunitățile microbiene din sol analizate nu au fost afectate de altitudine, al cărei efect a fost indirect și se presupune că s-a exercitat predominant prin influența sa asupra vegetației (prezența fagului), așa cum au constatat deja mai mulți autori [230,261]. Dominanța fungică ar putea fi parțial explicată de tipurile de vegetație [262]. Într-adevăr, structura și compoziția ciupercilor sunt puternic afectate de compoziția speciilor de arbori, iar comunitățile bacteriene diferă într-o mare măsură între rizosferă și solurile neînrrădăcinate aflate în afara rizosferei [263,264].

Deși toate solurile eșantionate au fost din aceeași clasă pedologică (Cambisol), am constatat că în condițiile în care temperatura a crescut treptat iar precipitațiile au scăzut în ultimii ani, s-au determinat cele mai mari valori pentru Corg, EISQ, N total, ciuperci și bacterii în cazul suprafețelor cele mai îndepărtate geografic (în longitudine). În Figura 2.3.5. se observă că parcela spaniolă, situată în Parcul Natural Montseny, în Catalonia (nord-estul Spaniei), care este limita de sud-vest a zonei de distribuție a fagului [264,265] și, ca atare, mai cald, în cazul ambelor adâncimi de eșantionare, diferă de celelalte probe de sol, având conținut mai mare de Corg, valori mari ale raportului N:P și valori mari ale EIQS. În această zonă marginală pentru creșterea fagului,

conținutul ridicat de Corg poate susține activitatea microbiană [252] și, prin urmare, poate ajuta copacii să reziste condițiilor de stres [266]. În plus, cantitatea de bacterii gram-pozitive (care sunt de obicei mai predominante în solurile de calitate inferioară) a fost printre cele mai ridicate. După cum au descoperit deja alți autori, factorii abiotici (proprietățile solului) au influențat comunitatea microbiană de-a lungul gradientului de longitudine [267]. Unele excepții care au fost evidențiate s-au datorat probabil precipitațiilor anormale din 2018 care ar fi putut influența comunitatea microbiană la momentul prelevării probelor. Această tendință s-ar putea datora biogeografiei biotei solului sau precipitațiilor și gradientului de secetă pe care l-am observat în suprafețele monitorizate. Biogeografia microorganismelor este deja studiată de diferiți autori [268,269,270], deși nu există studii privind distribuția geografică a comunității microbiene în pădurile de fag în diferite țări europene, luând în considerare și studiile privind marginalitatea climatică [271]. Corelația cu altitudinea și ADA și, în general, variația potențialului enzimatic al solurilor, a indicat un potențial enzimatic general bun și o indicație a traiectoriei calității solului. Într-adevăr, nivelul activității enzimatice oferă informații prețioase cu privire la starea de fertilitate a solurilor și, în cazul nostru, a solurilor de pădure de fag. Potențialul enzimatic este legat de disponibilitatea substratului și de pH-ul solului și reflectă cererea de nutrienți microbieni în mediile edafice și de mediu locale.

În general, abundența microbiană în studiul nostru a fost mai mică în stratul profund al solului decât în stratul superior al solului. Spre deosebire de bacterii, numărul de fungii (care este în mod normal influențat de parametrii edafici sau de chimia litierii), a fost în general mai mare în probele din stratul mai profund de sol decât în stratul superior de sol, așa cum au constatat deja alți autori [272]. Aceste diferențe au fost probabil rezultatul modificărilor caracteristicilor solului, cum ar fi concentrațiile de Corg sau N total de-a lungul profilurilor solului, reflectând compozițiile chimice ale solului de suprafață. De exemplu, ciupercile limitate de C ar putea primi carbon prin miceliul conectat la aparatul radicular al fagului, care are rădăcini adânci [262,282]. Ciupercile micorizale abundente, care formează relații mutualiste cu rădăcinile profunde ale fagului, ar putea, de asemenea, să colonizeze, de preferință, stratul mai adânc de sol.

Diferențele de analiză de rang (Tabelul 2.3.35.) dintre locurile de prelevare din Spania, Slovacia, Germania, Italia, Polonia, România și cele din Bulgaria ar putea fi explicate prin pozițiile geografice (Figura 2.3.5.). Majoritatea sit-urilor cu valori mai mici de rang (marcate cu roșu în Tabelul 2.3.35.) sunt situate în Europa de Vest, în timp ce majoritatea sit-urilor cu valori mai mari de rang (cu verde) sunt în Europa de Est.

Analiza corelației (Tabelul 2.3.36.) ilustrează modul în care longitudinea a fost puternic corelată cu analiza generală a rangului, susținând ipoteza că diferențele în numărul de rang s-ar putea datora în primul rând locației geografice a locurilor de eșantionare în termeni de longitudine. Acest rezultat a fost confirmat și de analizele PCA, care au evidențiat că parcela spaniolă este diferită de celelalte din cauza factorilor biotici și abiotici ai solului.

### **Concluzii**

Deoarece pădurile oferă servicii ecosistemice valoroase, este important să studiem ce factori biotici ai solului le pot susține. Acest studiu raportează diferențele dintre arboretele de fag distribuite la diferite longitudini, altitudini și latitudini. În general, altitudinea nu a exercitat o influență importantă asupra activităților enzimatică și asupra comunităților microbiene din sol, iar altitudinea și latitudinea nu au afectat semnificativ parametrii solului analizați. Factorul care a influențat cel mai mult comunitățile microbiene din sol a fost longitudinea; dintre populațiile eșantionate, cea din Spania ar putea fi considerată cea mai vulnerabilă la efectele schimbărilor climatice (de exemplu, secetă), aflându-se la marginea sudică a zonei de fag, deși a prezentat un conținut ridicat de Corg și valori mari ale raportului N:P, împreună cu calitatea ridicată a solului. Rezultatele arată că analizele structurii microbiotei (în ceea ce privește diferitele grupuri microbiene și abundența acestora) precum și activitatea comunităților microbiene din sol, dacă se corelează cu proprietățile chimice și fizice ale solului, pot reprezenta instrumente utile pentru dezvoltarea și implementarea indicatorilor pentru arboretele forestiere de fag în contextul conceptului *climate-smart forestry*.

### **2.3.6. Proprietățile solului și factorii de stres în pădurile aflate în declin în partea de N-V a României**

Studiul reprezintă o evaluare a calității și sănătății solului exprimate prin proprietățile chimice și biologice într-o suprafață de cercetare localizată în Vârciorog, județul Bihor, România. Probele de sol au fost recoltate din 3 variante de sol, în martie 2023. În fiecare variantă de sol au fost determinați câțiva parametri chimici ai solului și abundența bacteriilor. Frecvența și intensitatea colonizării, împreună cu formațiunile arbusculare și veziculare formate, au fost luate în considerare pentru a determina potențialul micorizian al fiecărui sol. Profilul fiziologic la nivel de comunitate a fost utilizat pentru a determina microbiomul funcțional și capacitatea acestuia de a descompune un

set specific de substraturi. În varianta martor (CTRL), care este o pădure funcțională, cultivată cu fag în proporție de 90%, proprietățile solului au fost comparate cu cele determinate în Situl 1 (o pădure mixtă aflată în declin) și în Situl 2 (pădure de castan aflată într-un stadiu de uscare completă). Datele au fost procesate statistic cu testul ANOVA unidirecțional, urmat de testul post-hoc Duncan, care a evidențiat o variație semnificativă a potențialului comunităților funcționale microbiene în zonele analizate. De asemenea, parametrii de sol care au variat semnificativ în cele 3 variante de sol au fost numărul total de bacterii, pH-ul, humusul, aluminiul schimbabil, nisipul grosier, praful și nisipul fin. Corelația Pearson a fost calculată pentru a studia legăturile dintre numărul de bacterii și parametrii chimici. Rezultatele au arătat corelații puternice între majoritatea proprietăților solului studiate. Abordarea Ecoplates asupra microbiomului funcțional al solului a evidențiat diferențe semnificative între comunitățile microbiene din cele trei situri testate. Colonizarea micorizelor prezintă un potențial diferit de formare a simbiozei. Vârful colonizării micorizelor a fost determinat în pădurea aflată în declin, cu 43,36% frecvență de colonizare și 24,56% intensitate. Arbusculele ajung la 11,36% în pădurea în declin, în timp ce în zonele martor și în cele unde resturile lemnoase se află în descompunere, indicatorul a fost sub 4%. Veziculele sunt mai mult asociate cu pădurile martor și cele cu lemn în descompunere, cu valori ale prezenței de peste 1,30%. Ca indicator al activității generale microbiene, suma activităților înregistrate a fost mai mare în pădurile aflate în declin și în cele cu material lemnos în descompunere. În aceste locuri activitatea microbiomului funcțional a fost amplificată. Procesul de declin activează o diversitate mai mare de grupuri funcționale și este asociat cu o suprafață mai mare a capacității de descompunere a substratului, ceea ce indică o gamă mai extinsă de funcții microbiene legate de descompunerea materiei organice.

### **Introducere**

Ecosistemele montane oferă oportunități unice pentru studierea comunităților microbiene datorită gamei largi de variabile de climă și sol care se schimbă pe distanțe scurte. Această eterogenitate a mediului permite examinarea modului în care diferiți factori influențează diversitatea și structura comunităților microbiene. pH-ul solului este recunoscut ca una dintre variabilele cheie care au un impact direct asupra microorganismelor din sol. Această variație a pH-ului influențează diversitatea și distribuția comunităților microbiene, deoarece anumiți taxoni pot fi favorizați sau inhibați de condițiile specifice de pH. În plus față de pH-ul solului, alți factori, cum ar fi caracteristicile solului (de exemplu, textura, conținutul de materie organică), calitatea

solului, variațiile sezoniere, clima și altitudinea, contribuie, de asemenea, la variația comunităților microbiene din sol în ecosistemele montane [273]. Acești factori interacționează în moduri complexe, creând un mediu dinamic care influențează recrutarea și compoziția endofitelor radiculare - microorganismele care trăiesc în rădăcinile plantelor [274]. Studiarea comunităților microbiene din ecosistemele montane oferă perspective valoroase asupra relațiilor dintre variabilele de mediu și diversitatea microbială. Iată câteva motive cheie pentru care aceste studii sunt benefice. Aceste cunoștințe sunt esențiale pentru înțelegerea funcționării ecosistemelor, a ciclului nutrienților și a interacțiunilor plante-microbi în aceste habitate unice și sensibile la mediu [274-279]. La o scară geografică mai mare, mai mulți factori, inclusiv caracteristicile solului, calitatea solului, sezonul, clima și altitudinea, pot avea un impact colectiv asupra compoziției comunității microbiene a solului. De exemplu, compoziția solului și disponibilitatea nutrienților variază în funcție de locație, iar acești factori pot modela tipurile de microorganisme prezente în sol.

Un alt factor care influențează calitatea și sănătatea solului este eroziunea solului, care poate avea efecte dăunătoare asupra productivității pădurilor din cauza pierderii apei și a nutrienților din sol [280,281]. Eroziunea poate duce la îndepărtarea solului vegetal, care este stratul cel mai fertil și care reține umiditatea din sol. Acest sol este bogat în materie organică și are o capacitate mare de reținere a apei. Când are loc eroziunea, pierderea solului vegetal reduce capacitatea solului de a reține apa. Ca urmare, apa disponibilă din sol pentru creșterea pădurilor scade, ceea ce poate avea un impact negativ asupra sănătății și productivității copacilor și a altor vegetații. Umiditatea insuficientă a solului poate duce la stres hidric, rate reduse de creștere și chiar mortalitate în cazuri severe [282,283]. Sedimentele erodate transportă adesea nutrienți valoroși care sunt esențiali pentru creșterea plantelor. Solul vegetal conține o parte semnificativă din nutrienții necesari pentru susținerea ecosistemului forestier. Când eroziunea îndepărtează solul, acești nutrienți se pierd din amplasament. Nutrienții precum azotul, fosforul, potasiul și diferiți micronutrienți sunt cruciali pentru creșterea și productivitatea plantelor. Pierderea acestor nutrienți poate duce la deficiențe de nutrienți și poate împiedica capacitatea pădurii de a se dezvolta și de a se regenera. În timp, dacă pierderile de nutrienți nu sunt reînnoite, fertilitatea solului scade, influențând și mai mult productivitatea pădurilor [284, 285]. Activitățile de recoltare reduc acoperirea suprafeței și compactează solul, ceea ce duce la creșterea scurgerii și a eroziunii. Efectele eroziunii solului merg dincolo de pierderea terenurilor fertile. Eroziunea scade, în general, productivitatea pădurilor prin scăderea apei disponibile din sol pentru



creșterea pădurilor și prin pierderea de nutrienți în sedimentele erodate. Aceste procese duc în continuare la degradarea pădurilor care poate afecta capacitatea întregului peisaj de a se adapta la schimbările de mediu. Pădurile joacă un rol crucial în menținerea funcțiilor și serviciilor ecosistemelor, iar atunci când se degradează, poate avea consecințe de amploare pentru ciclurile nutrienților și dinamica ecosistemului dincolo de ecosistemul forestier însuși [286].

Degradarea pădurilor perturbă ciclurile naturale de nutrienți care funcționează în ecosistemele forestiere. Această perturbare poate duce la dezechilibre în disponibilitatea nutrienților, având un impact asupra creșterii și sănătății plantelor, inclusiv a celor din ecosistemele învecinate. Nutrienții care ar fi de obicei reținuți în pădure prin procese ciclice se pot pierde din cauza degradării, ceea ce duce la o disponibilitate redusă de nutrienți în ecosistemele din aval sau adiacente [287]. Când solurile pădurilor sunt degradate, capacitatea de a restabili comunitatea vegetală originală și de a recupera funcțiile ecosistemului este compromisă. Ciclurile nutritive perturbate și fertilitatea scăzută a solului pot împiedica stabilirea și creșterea speciilor de plante dorite în timpul eforturilor de restaurare. Acest lucru poate duce la dificultăți în restabilirea integrității ecologice a pădurii degradate și a peisajului asociat.

Gradienții de altitudine în ecosistemele montane oferă o oportunitate unică de a studia modul în care plantele recrutează simbioți microbieni ca răspuns la condițiile de mediu în schimbare. Pe măsură ce altitudinea crește, diverși factori biotici și abiotici se modifică rapid, inclusiv temperatura, precipitațiile, nivelul de oxigen și tipurile de vegetație. Aceste modificări afectează proprietățile solului și, în consecință, influențează comunitatea microbiană. Plantele se bazează pe simbioți microbieni benefici, cum ar fi endofitele rădăcinilor, pentru a-și spori absorbția de nutrienți, rezistența la boli și fitnessul general. Pe măsură ce condițiile de mediu se schimbă de-a lungul gradientelor de elevație, este posibil ca gazdele plantelor să fie nevoite să se adapteze și să recruteze diferiți simbioți microbieni pentru a-și menține relațiile simbiotice. Disponibilitatea și compoziția simbioților microbieni pot varia în funcție de altitudine datorită caracteristicilor modificate ale solului și condițiilor microclimatice asociate [280].

Scopul principal al studiului a fost evaluarea factorilor de stres care cauzează pierderea prematură și progresivă a arborilor și studierea parametrilor chimici și biologici ai solului în vederea caracterizării solului și influenței acestora asupra stării de sănătate a pădurii. Acest studiu pune accent pe conexiunile complexe dintre comunitățile funcționale microbiene, utilizarea substratului și vegetația în siturile forestiere funcționale și în declin. Schimbările în condițiile solului din cauza declinului

pădurilor pot afecta funcția comunităților microbiene. Rezultatele prezintă legătura dintre comunitățile microbiene funcționale ale solului cu starea pădurii. Breslele funcționale sunt folosite pentru a determina o reacție specifică mai mare a comunităților microbiene din cauza prezenței declinului într-un sit forestier. Reacția mai specifică, ca grupuri funcționale, este utilizată pentru a determina potențialul indicator al acestor microbiomi pentru o anumită stare de pădure. Micorizele sunt buni indicatori ai potențialului simbiotic al solului și oferă informații utile privind inoculul fungic și performanța de colonizare a acestuia. Interacțiunea complicată dintre parametrii chimici ai solului, declinul pădurilor și utilizarea substratului de către comunitățile microbiene funcționale oferă o mai bună înțelegere a sănătății ecosistemului.

### **Material și metodă**

#### *Descrierea suprafeței și procesarea probelor de sol*

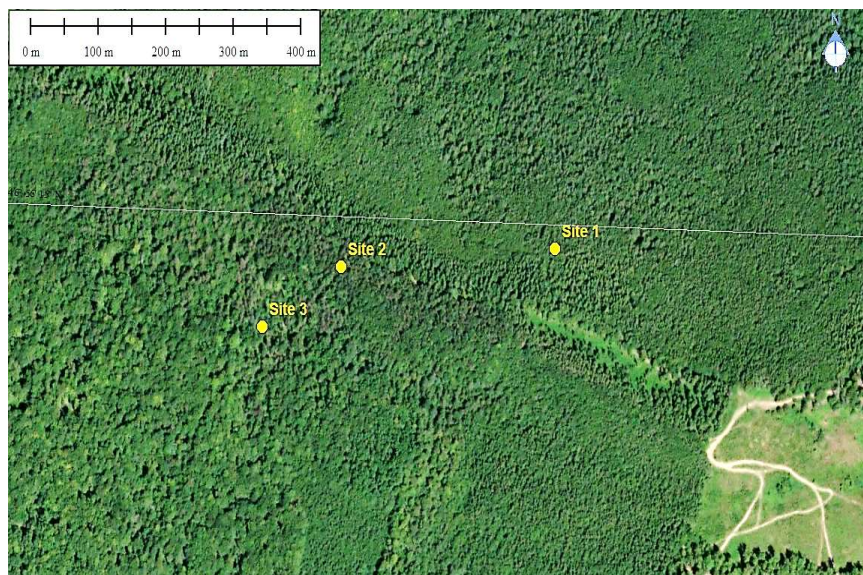
Cercetarea s-a desfășurat la Vârciorog, o veche așezare românească, care se află în centrul județului Bihor. În nord-vestul Munților Pădurea Craiului există o mică depresiune a contactului acestora cu Dealurile Șerghișului și Tășnadului, numită Depresiunea Vârciorog. Comuna Vârciorog cu cele trei sate componente, Vârciorog, Fâșca și Șerghiș, se întinde pe o suprafață de 8.081 ha de teren, din care 4.300 ha păduri și pășuni, și are 2.430 de locuitori. Este alcătuită dintr-o serie de argile cenușii și nămoluri ce aparține Formațiunii Sarmațian Cornițel [288–290]. Este situată pe versanții vestici ai Munților Apuseni, în Bazinul Borod, aproape de orașul Oradea, în marginea de Est a Bazinului Panonic.

#### *Prelevarea probelor*

Probele de sol au fost recoltate în martie 2023, din 3 variante experimentale (Img.2.3.6.). Situl 1 este o pădure mixtă aflată în declin (conifere și foioase). În această zonă, copacii nu cresc și se usucă. Pădurea nu se regenerează. Molidul plantat este introdus în afara zonei. Vârsta copacilor este de 50 de ani.

În Situl 2, pădurea de castan se află în stadiul de uscare completă. Vârsta este de 80 de ani. Relieful este reprezentat de versantul cu piatră de râu. Site-urile 1 și 2 sunt în prezent în declin de 15 ani. Situl martor (CTRL) care este Situl 3, este o pădure funcțională cultivată cu fag în proporție de 90%, iar restul cu castan. Prezintă depuneri aluviale rare. Copacii sunt sănătoși. Stratul de așternut este uniform. Vârsta copacului este de 80 de ani. Am selectat aceste situri pentru a compara parametrii de calitate ai solului (exprimați prin proprietăți chimice și biologice) dintr-o pădure funcțională (CTRL) cu parametrii determinați în pădurile aflate în declin (Situl 1 și Situl 2), pentru a afla care

sunt factorii de stres care cauzează degradarea pădurilor și care este stadiul calității solului.



Imag. 2.3.6. Localizarea zonei de studiu (<https://earth.google.com/web/>).

În zonele studiate nu sunt alunecări de teren dar sunt mine de bauxită la 2 kilometri distanță. Pentru prelevarea probelor de sol a fost utilizată metoda pătratului ( $100\text{ m}^2$  suprafață din fiecare zonă) iar adâncimea de recoltare a probelor a fost de 0-20 cm. Materialele străine (resturi vegetale, concrețiuni calcaroase și alte impurități) au fost îndepărtate și solul a fost cernut printr-o sită cu diametrul  $<2\text{ mm}$ . Proba analitică (10 g) a fost extrasă din solul cernut prin metoda sferturilor (această metodă de prelucrare a solului s-a aplicat pentru fiecare variantă de sol separat, începând în cazul fiecărei variante de la 10 g de sol).

### **Metoda de studiu**

#### *Parametrii chimici ai solului*

Au fost determinate unele proprietăți chimice ale solului testat, cum ar fi: valoarea pH-ului (pH), materia organică (humus), fosfor mobil (mobP), potasiu mobil (mobK), aluminiu schimbabil ( $\text{Al}_3$ ), suma bazelor schimbabile (SB), aciditatea hidrolitică (HA), capacitatea de schimb cationic (T) și gradul de saturație în baze (V). Aceste proprietăți chimice ale solului au fost determinate de OSPA Bihor folosind procedura standard (SR 7184/2001).

#### *Abundența bacteriilor. Metoda Ecoplates (BIOLOG™)*

Pentru fiecare probă de sol au fost utilizate Ecoplates (BIOLOG™) pentru a analiza profilul fiziologic la nivel de comunitate [291, 292]. Metoda are avantajul atât al

numărului mare de substraturi (31+1), cât și al înregistrării continue a activității microbiene până la o fază de platou [293]. Utilizarea Ecoplates s-a bazat pe mai multe argumente. Primul este acela conform căruia au fost analizate aceleași seturi de substraturi pentru fiecare tip de pădure, iar rezultatele permit comparații multiple de la bresle funcționale la grupuri funcționale. Pe baza valorilor înregistrate la sfârșitul perioadei de incubare, se pot identifica vârfurile (ca grupe funcționale) care sunt indicatori ai unei anumite stări a pădurii sau pentru o schimbare între două situri (ceea ce indică un potențial de declin). În fiecare godeu s-a inoculat o cantitate de 150  $\mu$ l de suspensie de sol  $10^{-4}$  și s-a incubat la întuneric la 25°C. Citirea plăcii a fost efectuată continuu la fiecare 24 de ore până la 120 de ore, cu un cititor de plăci BioTek Epoch și o densitate optică de 590 nm. Indicele de dezvoltare medie a culorii (AWCD) și indicii de diversitate Shannon și Simpson au fost calculați [294] pentru fiecare placă.

#### *Determinarea potențialului de formare a micorizelor arbusculare*

Potențialul micorizian arbuscular a fost calculat pentru a identifica potențialul simbiotic nativ al fiecărui sol [295–296]. *Trifolium repens* a fost ales ca tester de micorize pentru adaptabilitatea sa și creșterea rapidă în orice tip de condiții de sol. De asemenea, este o specie care conservă micorize, produce un sistem radicular bine dezvoltat și are o bună prezență naturală în ecosisteme. Semințele de *Trifolium repens* au fost plasate în ghiveci care conținea fiecare tip de sol și menținute timp de 6 săptămâni. Înainte de analiza microscopică, rădăcinile au fost colorate prin metoda cerneală-oțet modificată [297]. Întregul proces a fost realizat la temperatura camerei, cu rădăcinile curățate cu o soluție de NaOH 10% timp de 48 de ore, urmată de o procedură de colorare pentru încă 48 de ore cu o soluție de cerneală-oțet (5:5%). Rădăcinile pătate au fost zdrobite ușor și analizate cu o cameră Optika C-P8 montată pe un microscop Optika B-388 PL, la mărire de 10x și 40x. Parametrii micorizici au fost reprezentați de Frecvența (F%) și Intensitatea (I%) colonizării, procentul de rădăcini în care sunt vizibile Arbuscule (A%) și Vezicule (V%), raportul dintre zonele micorizate/nemicorizate și raportul între arbuscule/vezicule [298]. Frecvența colonizării a fost evaluată ca părți de rădăcină în care au fost prezente micorize, în timp ce intensitatea a fost utilizată pentru a marca dezvoltarea fungică în zonele colonizate.

Prezența arbusculelor indică un transfer sporit între partenerul fungic și gazda acestuia, în timp ce prezența veziculelor este asociată cu o cantitate mai mare de rezervă de nutrienți în sistemul micorizic care poate fi stocat în aceste structuri. Atât F%, cât și I% au fost utilizate pentru a calcula gradul de colonizare (%) la care a fost efectuată evaluarea strategiei micorizice [299, 300].

### Analiza statistică a datelor

Datele au fost prelucrate statistic cu testul ANOVA unidirecțional ( $p = 0,05$ ), urmat de testul post-hoc Duncan ( $p = 0,05$ ) pentru comparații pe perechi ale mediilor eșantioanelor. Rezultatele sunt prezentate ca medii și abateri standard. Mediile sunt însoțite de litere; literele diferite descriu medii semnificative statistic ( $p = 0,05$ ). Testele statistice au fost efectuate în trei exemplare ( $N = 3$ ) pentru fiecare suprafață (CTRL, Site 1 și Site 2). Analiza statistică și reprezentările grafice au fost efectuate cu MATLAB 2023a v9.14 CWL (MathWorks, 1 Apple Hill Dr, Natick, MA 01760, SUA).

### Rezultate

Rezultatele comparării numărului de bacterii mezofile aerobe și a proprietăților chimice ale solului între zonele studiate (Tabelul 2.3.37.) au relevat unele diferențe semnificative. Numărul de bacterii mezofile aerobe și valorile pH-ului au fost mai mari în suprafața CTRL în comparație cu Site-ul 1 și Site-ul 2. Au fost înregistrate diferite situații privind humusul și aluminiul schimbabil ( $Al_3$ ) care au înregistrat valori mai mici în suprafața CTRL în comparație cu Site-ul 1 și Site-ul 2.

Tabel 2.3.37. Rezultatele numărului total de bacterii aerobe mezofile și a proprietăților chimice ale solului pentru Factorul Zonă

Zonă	AMB (C.F.U./g soil)	pH	Humus (%)	mobP (ppm)	mobK (ppm)
CTRL	40.80a ±4.32	4.98a ±0.07	3.95b ±0.36	43.70a ±12.96	90.80a ± 6.82
Site 1	24.00b ±3.27	4.57b ±0.10	5.47a ±0.87	42.89a ±16.40	97.20a ±17.92
Site 2	17.83b ±3.45	4.58b ±0.10	5.35a ±0.57	38.02a ±23.77	112.80a ± 4.16
Zonă	$Al_3$ (me/100 g soil)	SB(me/100 g soil)	HA(me/100 g soil)	T(me/100 g soil)	V (%)
CTRL	1.39b ±0.09	1.40a ±0.69	9.26a ±0.34	10.66a ±0.49	12.97a ±5.82
Site 1	2.25a ±0.48	1.20a ±0.20	11.52a ±1.65	12.72a ±1.69	9.52a ±1.80
Site 2	2.08a ±0.11	0.67a ±0.46	11.08a ±1.21	11.75a ±1.67	5.40a ±2.93

**Notă:** Literele care însoțesc valorile medii sunt furnizate de ANOVA ( $p = 0,05$ ) și de testul *post-hoc* Duncan ( $p = 0,05$ ) pentru comparații în perechi ale probelor medii. Literele diferite de-a lungul coloanelor desemnează diferențe semnificative statistic între valorile medii

Tabelul 2.3.38. prezintă rezultatele texturii solului în siturile studiate. S-au înregistrat diferențe semnificative în ceea ce privește valorile nisipului grosier (%), nisipului fin (%) și prafului (%). În zona CTRL, valorile nisipului grosier (%) au fost mai mici decât cele din Site-ul 1 și Site-ul 2. Mai mult, valorile nisipului fin (%) și prafului (%) au fost mai mari în zona CTRL comparativ cu Site-ul 1. De asemenea, în Site-ul 1, valorile nisipului fin (%) au fost mai mici în comparație cu Site-ul 2 iar valorile prafului (%) au

fost mai mari în site-ul CTRL în comparație cu Site-ul 2.

După cum se poate observa în Tabelul 2.3.38., parametrul numărului total de bacterii mezofile aerobe a fost corelat puternic și pozitiv cu pH-ul (0,8322) și puternic negativ cu humusul (-0,7295) și  $Al_3$  (-0,8018). S-au determinat corelații negative și puternice între pH și humus (-0,8629),  $Al_3$  (-0,8879), HA (-0,8541) și T (-0,6756). Valorile humusului au fost negative și puternic corelate cu numărul de bacterii (-0,7295) și pH (-0,8629). S-a determinat o corelație puternic pozitivă între humus și  $Al_3$  (0,7295), HA (0,8911) și T (0,7981). S-au determinat corelații puternice și negative între  $Al_3$  și bacterii (-0,8018) și, respectiv, între  $Al_3$  și pH (-0,8879). S-au identificat de asemenea corelații pozitive și puternice între  $Al_3$  și humus (0,7295), HA (0,8386) și T (0,7243). De asemenea, între SB și T a fost determinată o corelație puternic pozitivă. HA a fost puternic negativ corelat cu pH (-0,8541) și pozitiv corelat cu humusul (0,8911),  $Al_3$  (0,8386) și T (0,9343). T a fost negativ corelat cu pH-ul (-0,6756) și puternic corelat cu humusul (0,7981),  $Al_3$  (0,7243) și HA (0,9343).

Tabel 2.3.37. Rezultatele texturii solului în zonele studiate

Zone	Nisip grosier (%)	Fine sand (%)	Praf (%)	Argilă coloidală (%)	Argilă fizică
CTRL	25.47b ±0.75	32.30a ±2.13	31.50a ±1.11	10.73a ±0.96	26.83a ±1.19
Site 1	33.60a ±3.70	27.30b ±3.41	23.60b ±2.01	15.50a ±3.42	30.07a ±3.82
Site 2	33.53a ±0.51	30.63a ±1.62	23.63b ±1.63	12.20a ±3.08	26.70a ±1.81

**Notă:** Literalele care însoțesc valorile medii sunt furnizate de ANOVA ( $p = 0.05$ ) și de testul *post-hoc* Duncan ( $p = 0.05$ ) pentru comparații în perechi ale probelor medii. Literalele diferite de-a lungul coloanelor desemnează diferențe semnificative statistic între valorile medii

Tabel 2.3.38. Corelații între parametrii chimici și biologici pentru toate grupurile de probe

All Sample Groups										
Variabile	AMB	pH	Humus	mobP	mobK	$Al_3$	SB	HA	T	V
AMB	1	0.8322	-0.7295	0.3129	0.4746	0.8018	0.4702	0.6148	0.4305	0.6031
pH	0.8322	1	-0.8629	0.0917	0.3210	0.8879	0.4367	0.8541	0.6756	0.6221
Humus	0.7295	0.8629	1	0.1220	0.0982	0.7295	0.1961	0.8911	0.7981	0.4166
mobP	0.3129	0.0917	-0.1220	1	0.0078	0.0548	0.0784	0.0669	0.0933	0.0824
mobK	0.4746	0.3210	0.0982	0.0078	1	0.0425	0.5141	0.0927	0.2748	0.4692
$Al_3$	0.8018	0.8879	0.7295	0.0548	0.0425	1	0.2591	0.8386	0.7243	0.4475
SB	0.4702	0.4367	-0.1961	0.0784	0.5141	0.2591	1	0.1122	0.2495	0.9679
HA	0.6148	0.8541	0.8911	0.0669	0.0927	0.8386	0.1122	1	0.9343	0.3562
T	0.4305	0.6756	0.7981	0.0933	0.2748	0.7243	0.2495	0.9343	1	0.0001
V	0.6031	0.6221	-0.4166	0.0824	0.4692	0.4475	0.9679	0.3562	0.0001	1

Notă: Valorile boldate sunt diferite de 0 cu un nivel de semnificație  $p=0.05$ .

Tabel 2.3.39. Corelații între parametrii chimici și biologici pentru zona martor (CTRL)  
Group Sample – CTRL

Variables	AMB	pH	Humus	mobP	mobK	Al <sub>3</sub>	SB	HA	T	V
AMB	1	0.8046	-0.3007	0.8455	0.8201	0.3952	0.7616	1.0000	0.3904	0.7834
pH	0.8046	1	-0.3244	0.9974	0.3201	0.8635	0.9976	0.7994	0.8608	0.9994
Humus	0.3007	0.3244	1	0.2550	0.7923	0.7572	0.3890	0.3090	0.7606	0.3571
mobP	0.8455	0.9974	0.2550	1	0.3879	0.8246	0.9900	0.8408	0.8217	0.9942
mobK	0.8201	0.3201	-0.7923	0.3879	1	0.2015	0.2538	0.8251	0.2066	0.2869
Al <sub>3</sub>	0.3952	0.8635	-0.7572	0.8246	0.2015	1	0.8963	0.3871	1.0000	0.8805
SB	0.7616	0.9976	-0.3890	0.9900	0.2538	0.8963	1	0.7559	0.8939	0.9994
HA	1.0000	0.7994	-0.3090	0.8408	0.8251	0.3871	0.7559	1	0.3823	0.7780
T	0.3904	0.8608	-0.7606	0.8217	0.2066	1.0000	0.8939	0.3823	1	0.8780
V	0.7834	0.9994	-0.3571	0.9942	0.2869	0.8805	0.9994	0.7780	0.8780	1

Notă: Valorile boldate sunt diferite de 0 cu un nivel de semnificație  $p=0.05$ .

Rezultatele corelațiilor dintre parametrii bacterieni și chimici pentru situsul CTRL, prezentate în Tabelul 2.3.39., au relevat o corelație perfectă între numărul de valori AMB și HA (coeficient de corelație =1). Aceeași situație a fost găsită între Al<sub>3</sub> și T. Valorile Ph au fost puternic negative corelate cu mobP (-0,9974) și puternic pozitive corelate cu SB (0,9976) și V(0,9994). S-au determinat corelații pozitive puternice și între V și pH (0,9994) și între V și SB (0,9994).

Rezultatele prezentate în Tabelul 2.3.40. evidențiază faptul că în Situl 1 nu s-au găsit corelații între parametrii studiați pe lângă corelația puternică pozitivă dintre AMB și mobK (0,9995).

Tabel 2.3.40 Corelații între parametrii chimici și biologici pentru Site-ul 1.

Group Sample – Site 1

Variabile	AMB	pH	Humus	mobP	mobK	Al <sub>3</sub>	SB	HA	T	V
AMB	1	0.9574	-0.6345	0.5069	0.9995	-0.9133	0.1988	-0.9458	-0.9011	0.8653
pH	0.9574	1	-0.3841	0.2363	0.9476	-0.9920	0.4735	-0.8116	-0.7374	0.9732
Humus	-0.6345	-0.3841	1	-0.9879	-0.6588	0.2647	0.6314	0.8511	0.9069	-0.1615
mobP	0.5069	0.2363	-0.9879	1	0.5342	-0.1120	-0.7440	-0.7594	-0.8305	0.0065
mobK	0.9995	0.9476	-0.6588	0.5342	1	-0.8999	0.1674	-0.9557	-0.9145	0.8488
Al <sub>3</sub>	-0.9133	-0.9920	0.2647	-0.1120	-0.8999	1	-0.5807	0.7316	0.6465	-0.9944
SB	0.1988	0.4735	0.6314	-0.7440	0.1674	-0.5807	1	0.1302	0.2458	0.6633
HA	-0.9458	-0.8116	0.8511	-0.7594	-0.9557	0.7316	0.1302	1	0.9931	-0.6556
T	-0.9011	-0.7374	0.9069	-0.8305	-0.9145	0.6465	0.2458	0.9931	1	-0.5623
V	0.8653	0.9732	-0.1615	0.0065	0.8488	-0.9944	0.6633	-0.6556	-0.5623	1

Notă: Valorile boldate sunt diferite de 0 cu un nivel de semnificație  $p=0.05$ .

Table 2.3.41. Correlations between bacterial and chemical parameters for Site 2.  
Group Sample – Site 2

Variabile	AMB	pH	Humus	mobP	mobK	Al <sub>3</sub>	SB	HA	T	V
AMB	1	-0.9386	0.9942	0.6708	-0.8444	0.1478	0.8444	0.7920	0.8072	0.8516
pH	-0.9386	1	-0.9704	-0.8854	0.9774	-0.4799	-0.9774	-0.9540	-0.9613	-0.9802
Humus	0.9942	-0.9704	1	0.7469	-0.8973	0.2536	0.8973	0.8532	0.8662	0.9032
mobP	0.6708	-0.8854	0.7469	1	-0.9637	0.8327	0.9637	0.9841	0.9792	0.9600
mobK	-0.8444	0.9774	-0.8973	-0.9637	1	-0.6547	-1.0000	-0.9958	-0.9978	-0.9999
Al <sub>3</sub>	0.1478	-0.4799	0.2536	0.8327	-0.6547	1	0.6547	0.7209	0.7031	0.6443
SB	0.8444	-0.9774	0.8973	0.9637	-1.0000	0.6547	1	0.9958	0.9978	0.9999
HA	0.7920	-0.9540	0.8532	0.9841	-0.9958	0.7209	0.9958	1	0.9997	0.9945
T	0.8072	-0.9613	0.8662	0.9792	-0.9978	0.7031	0.9978	0.9997	1	0.9968
V	0.8516	-0.9802	0.9032	0.9600	-0.9999	0.6443	0.9999	0.9945	0.9968	1

Notă: Valorile boldate sunt diferite de 0 cu un nivel de semnificație  $p=0.05$ .

În Situl 2 (Tabelul 2.3.41.), a fost găsită o corelație negativă între mobK și SB (-1). S-au determinat corelații puternice și negative și între mobK și T (-0,9978), K și V (-0,9999). SB a fost pozitiv și puternic corelat cu T (0,9978) și V (0,9999). HA a fost, de asemenea, puternic și pozitiv corelat cu T (0,9997). Mai mult, s-au găsit corelații pozitive și puternice între T și SB (0,9978), respectiv HA (0,9997).

Tabel 2.3.42. Rezultatele metodei Ecoplates (BIOLOG™) pentru factorul Zonă

Zonă	Water	Pyruvic acid methyl ester	Tween 40	Tween 80	$\alpha$ -Cyclodextrin	Glycogen
CTRL	0.33c $\pm$ 0.01	1.35a $\pm$ 0.16a	1.00b $\pm$ 0.08	1.07b $\pm$ 0.15	0.52b $\pm$ 0.26	0.77a $\pm$ 0.41
Site 1	0.62a $\pm$ 0.06	1.54a $\pm$ 0.30a	1.38a $\pm$ 0.24	1.41a $\pm$ 0.06	0.92ab $\pm$ 0.34	1.11a $\pm$ 0.32
Site 2	0.51b $\pm$ 0.04	1.58a $\pm$ 0.21a	1.36a $\pm$ 0.08	1.18b $\pm$ 0.08	1.16a $\pm$ 0.19	1.67a $\pm$ 0.61
Site	d-Cellobiose	$\alpha$ -d-Lactose	$\beta$ -Methyl-d-glucoside	d-Xylose	i-Erythritol	d-Mannitol
CTRL	1.16a $\pm$ 0.32	0.36b $\pm$ 0.04	0.97a $\pm$ 0.94	0.60a $\pm$ 0.173	0.35b $\pm$ 0.05	1.82a $\pm$ 0.17
Site 1	1.19a $\pm$ 0.34	0.89a $\pm$ 0.37	1.70a $\pm$ 0.92	1.09a $\pm$ 0.475	0.66a $\pm$ 0.11	2.06a $\pm$ 0.09
Site 2	1.17a $\pm$ 0.05	0.57ab $\pm$ 0.16	1.05a $\pm$ 0.85	0.85a $\pm$ 0.405	0.59a $\pm$ 0.14	1.90a $\pm$ 0.31
Site	N-Acetyl-d-glucosamine	d-Glucosaminic acid	Glucose-1-phosphate	d,l- $\alpha$ -Glycerol phosphate	d-Galactonic acidylactone	d-Galacturonic acid
CTRL	1.27a $\pm$ 0.59	1.02a $\pm$ 0.01	0.38b $\pm$ 0.12	0.39b $\pm$ 0.05	1.09c $\pm$ 0.11	1.76a $\pm$ 0.68
Site 1	2.04a $\pm$ 0.78	1.16a $\pm$ 0.27	1.14a $\pm$ 0.43	0.78a $\pm$ 0.17	1.40b $\pm$ 0.17	2.45a $\pm$ 0.05
Site 2	2.01a $\pm$ 0.74	1.35a $\pm$ 0.07	0.70ab $\pm$ 0.41	0.67ab $\pm$ 0.18	1.73a $\pm$ 0.21	1.69a $\pm$ 0.21
Site	2-Hydroxy benzoic acid	4-Hydroxy benzoic acid	$\gamma$ -Hydroxy butyric acid	Itaconic acid	$\alpha$ -Keto butyric acid	d-Malic acid
CTRL	0.35b $\pm$ 0.04	2.07a $\pm$ 0.03	2.16a $\pm$ 0.49	2.44a $\pm$ 0.18	0.35b $\pm$ 0.01	0.94a $\pm$ 0.85
Site 1	0.74a $\pm$ 0.20	2.32a $\pm$ 0.16	2.75a $\pm$ 0.38	2.15a $\pm$ 0.44	0.75a $\pm$ 0.09	1.23a $\pm$ 0.20
Site 2	0.49b $\pm$ 0.07	2.27a $\pm$ 0.21	2.56a $\pm$ 0.37	2.25a $\pm$ 0.16	0.51b $\pm$ 0.15	1.17a $\pm$ 0.10



Site	I-Arginine	I-Asparagine	I-Phenylalanine	I-Serine	I-Threonine	Glycyl-I-Glutamic acid
CTRL	1.85a ±0.36	2.74b ±0.10	0.83b ±0.05	1.87a ±0.20	0.84a ±0.84	0.44b ±0.15
Site 1	2.23a ±0.35	2.98a ±0.16	1.07a ±0.15	1.86a ±0.26	0.77a ±0.16	0.79a ±0.16
Site 2	2.29a ±0.32	2.72b ±0.06	0.90ab ±0.12	1.90a ±0.46	0.58a ±0.17	0.66ab ±0.18
Site	Phenylethylamine	Putrescine	Sum	AWCD	Polymers	Carbohydrates
CTRL	1.47a ±0.46	1.08a ±0.36	35.30b ±3.35	0.81a ±0.11	3.36b ±0.54	8.66b ±0.71
Site 1	1.53a ±0.54	1.37a ±0.20	45.38a ±4.00	0.85a ±0.12	4.81ab ±0.88	13.02a ±2.54
Site 2	1.61a ±0.24	1.52a ±0.39	42.67a ±0.88	0.87a ±0.06	5.36a ±0.73	11.09ab ±1.43
Site	Carboxylic acid	Amino acids	Amines/amides	Shannon	Simpson	
CTRL	12.18b ±1.68	8.56a ±0.91	2.55a ±0.72	3.23b ±0.03	0.96a ±0.01	
Site 1	14.96a ±0.68	9.70a ±0.78	2.89a ±0.74	3.33a ±0.07	0.96a ±0.01	
Site 2	14.02ab ±0.25	9.05a ±0.83	3.14a ±0.37	3.31a ±0.02	0.96a ±0.01	

**Notă:** Literalele care însoțesc valorile medii sunt furnizate de ANOVA ( $p = 0.05$ ) și de testul *post-hoc* Duncan ( $p = 0.05$ ) pentru comparații în perechi ale probelor medii. Literalele diferite de-a lungul coloanelor desemnează diferențe semnificative statistic între valorile medii

Abordarea Ecoplates asupra microbiomului funcțional al solului (Tabelul 2.3.42.) a evidențiat numeroase diferențe între comunitățile microbiene din cele trei situri testate. Comunitatea bazală (Apa) are cele mai scăzute valori în varianta CTRL, semnificativ mai mici decât celelalte două situri. Site-ul 1 arată o activitate bazală dublă mai mare decât cea de control și cu 20% mai mare decât Site-ul 2. Suma activităților înregistrate pentru fiecare site, aferente întregului microbiom funcțional ajunge la doar 35.303 unități în site-ul de control, cu 10 unități, în creștere semnificativă pentru Site-ul 1 și peste 7 unități în Site-ul 2, în timp ce AWCD a prezentat activități similare. Suma activităților este semnificativ mai mare în Site-ul 1 și Site-ul 2, comparativ cu CTRL, în timp ce AWCD nu înregistrează diferențe semnificative între cele trei site-uri testate. În cadrul indicilor de diversitate, doar Shannon a înregistrat valori semnificativ mai mari în Site-ul 1 și Site-ul 2, comparativ cu CTRL, în timp ce Simpson nu a arătat diferențe semnificative între site-uri. În cadrul breslelor funcționale o pondere mai mare este legată de descompunerea carbohidraților. Această breaslă funcțională a înregistrat cea mai mare activitate asociată cu Site-ul 1, semnificativ mai mare decât CTRL, dar fără diferențe semnificative față de Site-ul 2. Această activitate de substrat prezintă o tendință similară cu cea a comunității bazale, cu maximum înregistrat în Site-ul 1. În cadrul carbohidraților,  $\alpha$ - Grupul d-lactoză prezintă o activitate semnificativ diferită, cu Site-ul 1 ca cel mai activ microbiom funcțional. Grupul funcțional care este responsabil pentru descompunerea i-eritritolului a înregistrat cea mai scăzută activitate în CTRL, în

timp ce ambele site-uri au arătat o activitate semnificativ mai mare. Ambele grupări funcționale reprezentate de glucoză-1-fosfat și d,l- $\alpha$ -glicerol fosfat au cea mai mare activitate orientată către Site-ul 1, urmat de Site-ul 2, fără diferențe semnificative între aceste două situsuri. În comparație cu CTRL, ambele grupuri funcționale au înregistrat diferențe semnificativ mai mari. Breasla funcțională polimerică are o creștere treptată în direcția CTRL – Site 1 – Site 2 și semnificativ diferită între CTRL și Site 2. În cadrul acestei bresle funcționale Tween 40 au cele mai scăzute valori în CTRL, în timp ce ambele site-uri afectate au prezentat o creștere semnificativă a grupei funcționale legată de această activitate a substratului. Un alt polimer Tween 80 prezintă o activitate semnificativ diferită în direcția P1, ceea ce indică o utilizare diferită a substraturilor disponibile de către microbiomii solului. Pentru grupul funcțional  $\alpha$ -Ciclodextrină a fost observată o diferență semnificativă între activitatea înregistrată CTRL și activitatea din Site-ul 2.

Acizii carboxilic și acetic sunt bresle funcționale cu mai mult de 12 unități de activitate și au prezentat o distribuție semnificativă a grupelor funcționale. Această breaslă funcțională este asociată cu Site-ul 1, prezentând o activitate semnificativ mai mare în comparație cu CTRL. Două dintre aceste grupuri (acidul 2-hidroxi benzoic și acidul  $\alpha$ -cetobutiric) au avut o activitate în Site-ul 1 aproape dublă decât în site-ul CTRL. O a treia grupă funcțională ( $\gamma$ -lactona acidului d-galactonic) a avut o activitate semnificativ mai mare în Site-ul 2, cu o creștere a gradientului de la CTRL la Site-ul 1.

Breasla funcțională a aminoacizilor a înregistrat o activitate aproape de 10 unități, ușor diferită în toate cele trei site-uri analizate. Un grup funcțional, l-Asparagina, are valori semnificativ mai mari în Site-ul 1 de activitate în comparație cu celelalte două site-uri. Pentru grupele funcționale ale acidului l-fenilalanină și glicil-l-glutamic, diferențele dintre Site-ul 1 și Site-ul 2 au fost ne semnificative, doar când Site-ul 1 și Site-ul 2 au fost comparate cu CTRL, activitatea a fost considerată semnificativ mai mare. Breasla funcțională Amine/Amide nu a arătat diferențe semnificative între grupurile funcționale și site-uri.

Tabel 2.3.43. Parametrii de colonizare micoriziană

Site	Frecvență (%)	Intensitate (%)	Arbuscule (%)	Vezicule (%)
CTRL	34.67a ±9.98	16.51a ±9.33	3.64b ±3.03	1.38a ±0.83
Site 1	43.36a ±6.26	24.56a ±4.59	11.36a ±4.47	0.44a ±0.08
Site 2	33.04a ±4.56	17.51a ±5.07	2.80b ±2.43	1.44a ±2.01
Site	Zona non-micorize (%)	Nivel de colonizare (%)	Micorize/ Non-micorize	
CTRL	83.49a ±9.33	12.28a ±7.98	0.30a ±0.25	
Site 1	75.44a ±4.59	17.70a ±6.39	0.55a ±0.24	
Site 2	82.49a ±5.07	11.42a ±3.89	0.31a ±0.14	

**Notă:** Literalele care însoțesc valorile medii sunt furnizate de ANOVA ( $p = 0.05$ ) și de testul *post-hoc* Duncan ( $p = 0.05$ ) pentru comparații în perechi ale probelor medii. Literalele diferite de-a lungul coloanelor desemnează diferențe semnificative statistic între valorile medii

Potențialul de colonizare micoriziană (Tabelul 2.3.43.) prezintă un potențial diferit de formare a simbiozei. Frecvența colonizării variază între 33-34% (CTRL, Site 2) până la 43% (Site 1). Acest lucru indică faptul că mai puțin de 50% din sistemul radicular prezintă colonizare AM și o prezență redusă a inoculului. În același timp, intensitatea colonizării este de 24% în Site-ul 1, ceea ce indică faptul că simbiozii AM pot avea aproape un sfert din rădăcinile colonizate. Acest parametru este puțin peste 15% pentru celelalte două site-uri. Din numărul total de hife dezvoltate de ciupercile AM doar 2,8-3,6% (CTRL, Site 2) pot dezvolta arbuscule, în timp ce în Site 1 acest parametru este mai mare de 11%. În termeni de comparație, acest parametru arată o valoare mai mare a transferului între gazdă și ciupercile AM în Site-ul 1. La veziculele opuse, structurile de stocare sunt prezente într-o pondere mai mare în CTRL și Site-ul 2, ceea ce indică o abundență suplimentară de nutrienți în aceste site-uri, care nu pot fi transferate gazdei din cauza prezenței scăzute a hifelor colonizatoare.

Gradul de colonizare al tuturor celor trei site-uri este mai mare de 17% în Site-ul 1 și între 11-12% în CTRL și Site-ul 2. Pe baza acestui parametru, volumul total explorat de micorize este mai mic de 20%, ceea ce indică o afinitate de colonizare mai scăzută a inoculului în sol. Zonele non-micoriziene depășesc 75% și sunt vizibile în multiplele zone mari necolonizate de-a lungul cortexului radicular. Toate rapoartele micoriziene/non-micoriziene sunt sub 1 ca un indicator al unei strategii de colonizare restrictivă vizibilă în rădăcinile gazdei.

## Discuții

Profilul fiziologic la nivel comunitar, așa cum este prezentat de abordarea Biolog-Ecoplates, este o metodă bună pentru a viza procese sau tratamente microbiene specifice [40]. Astfel, poate evalua perturbările prezente în microbiomii solului prin rate

crescute de consum pentru substraturi specifice [301-304]. În studiul de față, analiza comunităților funcționale microbiene a arătat un potențial variat legat de site-urile analizate, atât în ceea ce privește breslele funcționale, cât și grupurile funcționale. Analiza breslelor funcționale arată un răspuns combinat la condițiile site-ului în ceea ce privește activitățile funcționale similare, în timp ce analiza grupurilor funcționale oferă informații legate de o funcție foarte specifică a microbiomului [292]. Atât breslele funcționale, cât și grupurile au fost analizate pentru fiecare site pentru a detecta diferențele semnificative, prin comparație multiplă ANOVA și Duncan. Breslele și grupurile semnificativ mai mari asociate cu un site au fost utilizate ca indicatori pentru condițiile site-ului, în timp ce microbioamele funcționale asociate cu două site-uri au fost considerate indicatori pentru o schimbare între condiții. Analiza tendințelor semnificative și a direcției acestora este foarte utilă pentru a determina capacitatea unui anumit microbiom funcțional de a indica starea pădurii.

Variația înregistrată pentru fiecare substrat a arătat specificitate orientată către unul sau două dintre site-urile analizate, cu o intensitate crescută de utilizare a substratului care permite utilizarea acestora ca substrat indicator. Chiar dacă efectul general asupra comunității funcționale microbiene totale a arătat asemănări între site-uri, în cadrul comunităților au existat unele modele specifice care au arătat o activitate crescută orientată către un site [305-307]. Gruparea Polymers este mai mult legată de Site-ul 2 și este prezentată ca o breaslă care are cea mai mare activitate semnificativă în pădurea cu material lemnos în descompunere și scade pe măsură ce site-ul rămâne funcțional (de la Site-ul 1 la CTRL). Din această breaslă, grupul funcțional Tween 80 este un indicator al pădurii în declin (Site-ul 1), în timp ce  $\alpha$ -Ciclodextrina este legată de degradare, ambele prezentând activități semnificativ mai mari decât microbiomii similari din celelalte site-uri analizate.

Gruparea carbohidraților este un indicator al pădurii în declin (Site-ul 1), iar vârful său în acest site este semnificativ mai mare decât CTRL și Site-ul 2. În ceea ce privește utilizarea, această breaslă de grupuri funcționale poate fi folosită ca activitate totală legată de fenomenul de declin în păduri. Această breaslă funcțională are trei grupuri funcționale care sunt legate de declin,  $\alpha$ -d-Lactoză, Glucoză-1-fosfat și d,l- $\alpha$ -Glicerol fosfat, toate prezentând cea mai mare activitate în Site-ul 1. Un alt grup funcțional, i-Eritritol, este un indicator atât al declinului, cât și al descompunerii, iar acest grup poate fi folosit ca test pentru site-urile forestiere care prezintă aceste fenomene.

Acizii carboxilici și acetici reprezintă o breaslă funcțională însoțitoare pentru Carbohidrați în detectarea declinului într-un site forestier. În cadrul acestei bresle două

grupe funcționale sunt strâns legate de declin – acidul 2-hidroxi benzoic și acidul  $\alpha$ -cetobutiric – și indică bine acest fenomen datorită activităților funcționale semnificative înregistrate. O a treia grupă funcțională –  $\gamma$ -lactona acidului d-galactonic – este un indicator al degradării și poate fi utilizată pentru detectarea comunităților microbiene în aceste tipuri de site-uri.

În cadrul breslei funcționale a aminoacizilor, l-Asparagina este un indicator clar al pădurilor în declin, cu o activitate semnificativ mai mare în acest site. Grupul de acid l-fenilalanină și glicil-l-glutamic a prezentat o creștere treptată față de ambele site-uri 1 și CTRL, diferențele fiind semnificative față de pădurea funcțională. Aceste două ultime grupări funcționale au o activitate scăzută în site-ul CTRL. Fenomenul de declin le amplifică activitatea, dar atunci când pădurea se îndreaptă spre declin, activitatea va fi în continuare vizibilă, dar cu valori scăzute. Ca indicator, toate cele trei grupe funcționale pot fi utilizate pentru detectarea declinului în păduri, iar pe baza valorilor lor combinate se poate prognoza instalarea viitoare a declinului.

Analiza activității microbiene funcționale totale este un bun indicator al similitudinii dintre funcțiile ecologice ale fiecărui site, iar analiza fiecărui grup funcțional arată performanța fiecărui microbiom de a utiliza substratul [308,309]. Acest lucru este legat de vegetația prezentă în fiecare site, care afectează asamblarea comunităților microbiene și activitatea acestora [310, 311]. Ca indicator al activității generale microbiene, suma activităților înregistrate este mai mare în pădurile aflate în declin și în cele degradate. În general, fenomenul de decădere și declin într-o pădure amplifică activitatea microbiomului funcțional și activează mai multe grupuri funcționale. Ca o comparație între pădurile în declin și cele degradate, declinul activează o diversitate mai mare de grupuri funcționale, cu o suprafață mai mare de capacitate de descompunere a substratului.

Colonizarea ciupercilor micoriziene arbusculare (AM) este un indicator slab al prezenței declinului sau decăderii într-o pădure. Prezența/absența arbusculelor și veziculelor, combinată cu intensitatea colonizării a fost utilizată pentru a determina strategia de colonizare [299]. Această abordare permite depistarea colonizării de rezistență (la intensități mai mici de 10%), a strategiilor proliferative (intensități între 10 și 25%, dar lipsă de arbuscule sau vezicule), respectiv strategii de transfer (intensități mai mari de 25% și arbuscule prezente) și strategii de stocare (intensități mai mari de 25% și vezicule prezente). Potențialul de colonizare este redus, frecvențele sunt sub 50% și gradul de colonizare este sub 20% din volumul rădăcinii. Studiul nostru a relevat o frecvență puțin mai mare de colonizare în pădurea în declin, în timp ce atât pădurile

martor, cât și cele uscate complet au avut valori similare. Intensitatea urmează aceeași tendință, cu 7-8% mai mare în pădurea în declin pentru acest parametru. Singurul parametru semnificativ de colonizare este arbuscularitatea, care reprezintă mai mult de 10% în pădurea în declin. La acest parametru, intensitatea în același site forestier este aproape de 25%, pragul în care strategia de colonizare trece de la proliferativă la una de transfer. Analiza intensității colonizării și a veziculelor indică o strategie minimă de colonizare cu stocare proliferativă atât în pădurile martor, cât și în cele degradate. Pădurile degradate au o capacitate de transfer mai mare (mai mult de 10% arbuscularitate), în timp ce pădurile funcționale și cele complet uscate au o pondere mai mare de vezicule comparativ cu cele degradate. Din punct de vedere al colonizării de ansamblu, pădurile în declin sunt mai susceptibile de a stabili acest tip de asociere, datorită ratei mai mari de modificări a fluxurilor de nutrienți. Ca două ecosisteme complet opuse, pădurea funcțională și cea complet uscată, prezintă un potențial de colonizare mai scăzut, care este asociat cu un flux mai lent de nutrienți. Colonizarea slabă este un bun indicator al decăderii pădurilor, în timp ce intensitățile mai mari de colonizare indică prezența declinului în aceste ecosisteme. Atât prezența, cât și abundența de arbuscule și vezicule pot fi utilizate ca un indicator al sănătății pădurilor. Abundența mai mare de arbuscule este legată de prezența declinului în păduri, în timp ce ponderea mai mare a veziculelor este legată de degradare. Acest fenomen se datorează schimbării continue a fluxului și ratelor de nutrienți în pădurile în declin, unde este necesară necesitatea unor rate mai mari de transfer. În ceea ce privește veziculele, prezența acestora poate fi asociată cu pădurile degradate, unde există un decalaj în utilizarea cantităților suplimentare de nutrienți și necesitatea depozitării acestora în structurile micorize.

Metoda Ecoplates de studiere a perturbărilor în ecosistemele forestiere este o abordare utilă în detectarea modificărilor microbiomilor funcționali chiar și pentru cei care nu prezintă relații liniare [312, 313]. Metoda utilizează un set de substraturi, care pot fi urmărite ca grupuri funcționale, iar valorile acestora indică impactul atât al factorilor biotici, cât și al factorilor abiotici asupra unei activități microbiene specifice [314, 315]. În acest context, metoda acționează ca un indicator al analizei speciilor, cu același set de substraturi legate de diferite condiții de sol și ecosisteme [316, 317, 318]. Pentru compararea site-urilor și ecosistemelor, o astfel de abordare este utilă pentru a detecta chiar și cele mai mici modificări produse de presiunile externe. De asemenea, răspunsul rapid al comunităților microbiene este un bun indicator al prezenței perturbărilor în metabolismul funcțional [319, 320, 321]. Atât grupurile funcționale, cât și

adunarea lor în bresle funcționale mai mari, pot fi utilizate ca indicatori ai modificărilor funcționale în microbiomii solului [291] și astfel ca potențiali indicatori în stadiul de degradare a pădurilor. Acest tip de evaluare este permisiv în detectarea precoce a unui declin potențial sau chiar a apariției decăderii. Prin urmărirea acelorași grupe funcționale se poate realiza această analiză mai rapid decât analiza vegetației pentru o perioadă lungă de timp. Ca o inversă a metodei, aceleași grupuri funcționale pot fi un bun indicator al succesului refacerii în pădure sau chiar atenuării declinului datorat managementului aplicat. Acest tip de aplicații ar trebui monitorizate și utilizate pentru dezvoltarea de noi indicatori microbieni.

### **Concluzii**

Rezultatele acestui studiu evidențiază relațiile dintre comunitățile funcționale microbiene, utilizarea substratului și vegetația din diferite site-uri ecologice. Specificul utilizării substratului și influența vegetației subliniază interacțiunea complexă dintre ecologia microbiană și mediul înconjurător.

Există o variație semnificativă a potențialului comunităților funcționale microbiene între site-urile analizate. Sunt observate bresle și grupuri funcționale diferite, indicând activități microbiene diverse în fiecare site. Fiecare substrat prezintă specificitate față de unul sau două site-uri analizate, sugerând o dinamică unică a comunității microbiene. Unele substraturi prezintă o intensitate mai mare de utilizare, făcându-le indicatori potențiali pentru anumite site-uri. Utilizarea sporită a substratului poate servi ca un indicator al caracteristicilor microbiene unice ale fiecărui site. Analiza activității microbiene funcționale totale servește ca un bun indicator al asemănării funcțiilor ecologice între diferitele site-uri. Acest lucru sugerează că, în ciuda variațiilor, anumite funcții ecologice sunt împărțite între site-uri. Tipul de vegetație din fiecare site influențează asamblarea comunităților microbiene. Prezența vegetației afectează activitatea microbiană în sol, indicând o relație strânsă între viața plantelor și comunitățile microbiene.

În contextul activității microbiene din păduri, există o relație interesantă între sănătatea pădurilor (în special, declin și degradare) și microbiomul funcțional. Activitatea microbiană totală este mai mare în pădurile care se află într-o stare de declin și degradare. Indicele Shannon, care măsoară diversitatea profilurilor funcționale, arată o legătură cu pădurile care se confruntă cu declin și decădere. Fenomenul general de degradare și declin într-o pădure amplifică activitatea microbiomului funcțional. Această amplificare este asociată cu activarea mai multor grupuri funcționale în cadrul

comunității microbiene. În comparație, între pădurile în declin și cele degradate, faza de declin activează o diversitate mai mare de grupuri funcționale. În plus, faza de declin este asociată cu o suprafață mai mare a capacității de descompunere a substratului, indicând o gamă mai extinsă de funcții microbiene legate de descompunerea materiei organice. Decăderea este asociată cu o activitate semnificativ mai mare a breslei funcționale a polimerilor, în timp ce declinul este asociat cu un metabolism semnificativ al carbohidraților. Tween 80, acidul 2-hidroxi benzoic, acidul  $\alpha$ -cetobutiric și l-asparagina sunt grupuri funcționale indicator pentru declin și  $\alpha$ -ciclodextrină pentru degradare, cu activități semnificativ mai mari în comparație cu celelalte site-uri. Tween 40, i-Eritritol, l-Fenilalanina și Glicil-l-glutamic sunt buni indicatori ai trecerii între declin și decădere în păduri, între aceste site-uri înregistrându-se activități ușor diferite.

Rezultatele sugerează că răspunsul comunității microbiene la declinul și degradarea pădurilor implică o activitate generală crescută și o diversitate mai mare de grupuri funcționale, în special în cazul declinului pădurilor. Capacitatea mai mare de descompunere a substratului în pădurile în declin poate indica o ecologie microbiană mai complexă și mai dinamică, ca răspuns la schimbările din ecosistemul forestier. Activitatea microbiană sporită în pădurile aflate în declin și degradare este o consecință a proceselor ecologice asociate cu perturbări sau factori de stres de mediu. Pe măsură ce pădurile suferă declin, copacii pot experimenta boli sau factori de stres care duc la moartea materialului vegetal. Materialul vegetal mort și în descompunere oferă un substrat pentru colonizarea și creșterea microbiană. Pe măsură ce plantele intră în declin, ele pot elibera semnale chimice sau compuși care atrag organisme de descompunere. Acest lucru creează o buclă de feedback în care declinul materialului vegetal stimulează activitatea microbiană, ceea ce accelerează procesul de descompunere. Înțelegerea factorilor care provoacă creșterea activității microbiene în pădurile în declin este esențială pentru evaluarea sănătății ecosistemului și a impactului potențial asupra biodiversității. În contextul perturbărilor, strategiile de conservare și management pot consta în implementarea unor programe de reîmpădurire pentru replantarea speciilor native de arbori în zonele afectate de declin sau în strategii de reducere a pierderii nutrienților. Mai mult, istoria site-urilor este un factor foarte important pentru dinamica activității microorganismelor în contextul schimbărilor climatice. În general, studierea comunităților microbiene din ecosistemele montane oferă informații valoroase asupra interacțiunilor complexe dintre variabilele de mediu și diversitatea microbiană. Aceste cunoștințe ne îmbunătățesc înțelegerea dinamicii ecosistemelor, contribuie la eforturile de conservare și informează strategiile de



management pentru a păstra integritatea ecologică a regiunilor muntoase. Studiarea sănătății solului și a activității microbiene în pădurile aflate în declin este crucială din mai multe motive, oferind perspective asupra proceselor ecologice, factorilor care contribuie la declin și potențialele strategii de conservare și restaurare. Conservarea eficientă a pădurilor în fața declinului necesită o abordare holistică și adaptativă, care să integreze considerații ecologice, sociale și economice. Colaborarea dintre oamenii de știință, factorii de decizie, comunitățile locale și organizațiile de conservare este crucială pentru succesul acestor strategii.

## **(B-ii) Planuri de evoluție și dezvoltare a carierei**

Educația reprezintă unul dintre pilonii de bază ai societății, iar cariera universitară implică particularități autonome, fiind legată de îmbinarea învățământului cu activitatea de cercetare, precum și cu necesitățile imediate și perspectivele realității economico-sociale. Acest lucru este evident în parcursul academic al majorității studenților, care urmează cele trei cicluri de formare: licența, masteratul și doctoratul. Competențele și abilitățile necesare în activitatea didactică includ capacitatea de a comunica eficient, de a adapta metodele și materialele de predare în funcție de nevoile și caracteristicile studenților, precum și de a evalua în mod adecvat progresele și rezultatele acestora. În același timp, în cadrul activității de cercetare, sunt necesare abilități precum formularea și testarea ipotezelor, analiza și interpretarea datelor, redactarea articolelor și rapoartelor științifice, precum și publicarea rezultatelor în reviste de specialitate. Prin implicarea într-o activitate continuă de perfecționare și dezvoltare profesională, cadrele didactice și cercetătorii își pot îmbunătăți constant abilitățile și competențele, contribuind astfel la avansarea cunoașterii și la promovarea învățământului și cercetării de calitate.

Perspectivile de viitor pe care le am în vedere pentru evoluția și dezvoltarea carierei se concretizează în două direcții principale: perfecționarea continuă a activității didactice și dezvoltarea activității de cercetare.

### ***Perfecționarea continuă a activității didactice***

Perfecționarea continuă a activității didactice este esențială pentru îmbunătățirea calității educației și pentru asigurarea unei experiențe de învățare optimă pentru studenți. Este important ca acest proces să fie unul continuu și adaptabil, pentru a asigura furnizarea unei educații de calitate și pentru a răspunde la schimbările din domeniul educației și din societate în general. Aceste obiective le voi realiza prin activități didactice specifice: susținerea de cursuri și seminarii atractive și motivante pentru studenți, în concordanță cu actualitatea științifică și realitatea din domeniu și care să îi determine să asimileze cât mai multe cunoștințe. Prin aceste activități, voi putea să îmi îmbunătățesc și mai intens abilitățile de predare și comunicare, să îmi actualizez cunoștințele și să ofer studenților informații și perspective dinamice și relevante; participarea la simpozioane și conferințe de interes național și internațional îmi vor permite să fiu la curent cu cele mai recente cercetări și tendințe în domeniul educației și în domeniul meu specific de expertiză. Voi putea să-mi îmbunătățesc cunoștințele și să le integrez în practica didactică; modernizarea tehnologiei didactice, îmbunătățirea

metodelor de predare și evaluare. Integrarea tehnologiei în procesul de învățare poate aduce beneficii semnificative studenților și poate să îmbunătățească eficiența predării și a evaluării. Prin modernizarea tehnologiei didactice, voi putea să utilizez instrumente și resurse digitale pentru a crea experiențe de învățare interactive și captivante pentru studenți; participarea la cursuri și seminarii de formare continuă îmi vor oferi oportunitatea să aplica noi metode de predare și evaluare, să fiu deschisă unor noi abordări și să experimentez diverse tehnici potrivite pentru nevoile și stilurile de învățare ale studenților; dezvoltarea competențelor tehnologice. În era digitală, integrarea tehnologiei în procesul de învățare devine tot mai importantă.

Pentru realizarea cu o performanță crescută a obiectivelor educaționale, intenționez să extind folosirea metodelor activ-participative de predare-învățare (problematizare, studiu de caz, expuneri video ale proceselor și fenomenelor etc.) în structura cursurilor și seminariilor susținute cu scopul de a eficientiza actul educațional și de a implica mai profund studenții în situații specifice de învățare.

### ***Dezvoltarea activității de cercetare***

Dezvoltarea activității de cercetare în domeniul microbiologiei mediului necesită o serie de premise și resurse pentru a fi eficientă și prolifică. În acest context mi-am propus să dezvolt cercetările fundamentale și aplicative cu contribuții reale la perfecționarea cunoașterii și practicii în domeniul microbiologiei mediului, cu aplicații în monitorizarea calitatii factorilor de mediu. Activitățile pe care le voi întreprinde pentru a atinge acest obiectiv vor consta în: documentarea continuă și susținută din surse adecvate și conforme cu tematica de cercetare abordată, continuarea elaborării de studii și articole științifice care să reflecte rezultatele cercetărilor, continuarea diseminării rezultatelor prin publicarea lor în reviste de prestigiu sau în volume ale unor conferințe naționale și internaționale la care voi participa, elaborarea de granturi, inițierea și susținerea de proiecte de cercetare naționale și internaționale în aria mea de competențe, dezvoltarea de relații de parteneriat cu colective de cercetare de profil, angajarea studenților în activitatea de cercetare. Pentru a beneficia de infrastructura adecvată realizării unei activități de cercetare performantă și la un nivel mai superior, intenționez dezvoltarea și mai accentuată, din proiecte europene, a laboratorului de microbiologie din cadrul Facultății de Protecția Mediului cu echipamente și instrumente de ultimă generație, specializate pentru izolarea, identificarea și caracterizarea microorganismelor, precum și pentru analiza compoziției mediului ambiental. De asemenea, doresc să susțin facilitarea accesului studenților la surse de date și

tehnologii avansate de secvențiere ADN, imagistică avansată și alte instrumente tehnologice cruciale pentru efectuarea cercetărilor de vârf în microbiologia mediului. Aceste resurse pot facilita analiza datelor complexe și descoperirea unor noi cunoștințe și tendințe în domeniu.

Prin asigurarea acestor premise și resurse, activitatea de cercetare în domeniul microbiologiei mediului poate contribui semnificativ la înțelegerea și soluționarea problemelor legate de biodiversitatea microbiană, ciclurile biogeochimice, sănătatea mediului și alte aspecte importante ale interacțiunii dintre microorganisme și mediul înconjurător. Astfel, doresc să intensific pe viitor, colaborările interdisciplinare cu cercetători din domenii precum ecologia, medicina, chimia și ingineria care sunt esențiale pentru abordarea în mod cuprinzător a problemelor legate de microbiologia mediului.

Pe baza celor spuse mai sus, continuu mă voi concentra în vederea perfecționării activității didactice, a orientării calitative a procesului de învățământ și anticipării rezultatelor, împreună cu evaluarea eficienței activității desfășurate. Consider că dezvoltarea activității de cercetare și consolidarea reputației științifice sunt elemente esențiale pentru progresul personal și profesional în domeniul academic. Prin concentrarea pe aceste aspecte, se poate oferi o experiență educativă de înaltă calitate studenților noștri, menținându-ne la curent cu cele mai recente tendințe și practici în domeniul de expertiză și având astfel un impact semnificativ în comunitatea academică și în societate în general.

Prin urmare, îmi asum angajamentul pentru perfecționare continuă, evaluare riguroasă și dezvoltare profesională constantă în vederea îndeplinirii misiunii de a oferi un învățământ superior de calitate și de a contribui la avansarea cunoașterii și a științei.

**(B-iii) Bibliografie**

1. Lompa G., Charpanidou E., Kioutsioukis I., Rapsomanikis S., 2006, Indoor microclimate, ozone and nitrogen oxides in two medieval churches in Cyprus. *Atmospheric Environment* 40, 7457-7466.
2. Bucșa L., Bucșa C., 2008, Wood science for conservation of cultural heritage. Romanian wooden churches wall painting biodeterioration, Proc. of the Int. Conf. Wood science for conservation of cultural heritage, Braga, 5-7 nov 2008, 67, 75-80.
3. Ortiz R., Párraga M., Navarrete J., Carrasco I., De La Vega E., Ortiz M., Herrera P., Jurgens J. A., Held B. W., Blanchette R. A., 2014, Investigations of Biodeterioration by Fungi in Historic Wooden Churches of Chiloé, Chile, *Fungal Microbiology*, 67, 568-575.
4. Sadłowska A., Bieda W., 2010, Analysis of thermal environment indices and air quality inside a wooden historic church in Wiśniowa, *Infrastructure and Ecology of Rural Areas*, 11, 83-93.
5. Ilieș D.C., Oneț A., Wendt J.A., Ilieș M., Timar A., Ilieș A., Baias Ș., Herman G.V., 2018, Study on microbial and fungal contamination of air and wooden surfaces inside of a historical Church from Romania, *Journal of Environmental Biology*, 39, 980-984.
6. Azari M. R., Ghadjari A., Nejad M. R. M., Nasiree N. F., 2008, Air borne microbial contamination of dental units, *Tanaffos*; 7, 54-57.
7. Cernei E. R., Maxim D. C., Mavru R., Indrei L., 2013, Bacteriological analysis of air (aeromicroflora) from the level of dental offices in Iași County Romanian, *Journal of Oral Rehabilitation*, 5, 53-58.
8. Bornehag C. G., Blomquist G., Gyntelberg F., Järholm B., Malmberg P., Nordvall L., Nielsen A., Pershagen G., Sundell J., 2001, Dampness in buildings and health. Nordic interdisciplinary review of the scientific evidence on associations between exposure to "dampness" in buildings and health effects, *Indoor Air*, 11, 72-86.
9. Ainsworth E. B., Haskell W. L., Whitt M. C., Irwin M. L., Swartz A. M., Strath S. J., O'Brien W. L., Bassett D. R., Schmitz K. H., Patricia E., Court J., David R., Leon A., 2000, Compendium of physical activities: an update of activity codes and MET intensite, *Medicine and science in sports and exercise*, 32, 498-516.
10. Khare S., Khare R., 2012, Tools and techniques for environment management in industries, *Journal of Chemical, Biological and Physical Sciences*, 2, 1604-1613.
11. ANSI/ASHRAE Standard 62.1-2010, 2003, Ventilation for acceptable indoor air quality. Atlanta, GA, ASHRAE Inc., On line at: [https://www.ashrae.org/file%20library/doclib/public/200418145036\\_347.pdf](https://www.ashrae.org/file%20library/doclib/public/200418145036_347.pdf).
12. Usha S., Mark J., Mendell K. S., Toshifumi H., Douglas S., Siegfried S., William J. F., 2012, Is CO2 an Indoor Pollutant? Direct Effects of Low-to-Moderate CO2 Concentrations on Human Decision-Making Performance, *Environmental Health Perspectives*, 120, 1671-1677.
13. Dumitrescu L., 2004, Researches regarding the chemical modification of wood, *Environmental Engineering and Management Journal*, 3, 591-912.
14. Howard-Reed C., Wallace L. A., Emmerich S. J., 2003, Effect of ventilation systems and airfilters on decayrates of particles by indoor sources in an occupied town house. *Atmospheric Environment*, 37, 5295-5306.
15. Vlad C., 2009, Determining the species and number of pathogens present in the air inside public buildings and educational institutions in the Timisoara City, On line at:

[www.dmmt.ro/uploads/files/proiecte%20si%20studii/Aeroflora.pdf](http://www.dmmt.ro/uploads/files/proiecte%20si%20studii/Aeroflora.pdf).

16. Yassin M. F., Almouqatea S., 2010, Assessment of airborne bacteria and fungi in an indoor and outdoor environment, *International Journal of Environmental Science & Technology*, 7, 535-544.
17. Gent J. F., Ren P., Belanger K., Triche E., Bracken M. B., Holford T. R., Lederer B. P., 2002, Levels of house hold mold associated with respiratory symptoms in the first year of life in a cohort at risk for asthma, *Environmental Health Perspectives*, 110, 781-786.
18. Capatina C., Racoceanu C., Lazar G., 2007, Researches on air micro flora determination from public indoor spaces and hospital wards in an urban area, *Environmental Engineering and Management Journal*, 6, 285-295.
19. Anagnost S. E., Setliff E. C., Zhou S., Wang C. J. K., 2006, Frequency of Basidiomycete Fungi in the Indoor Air of Urban Homes, *Proc. of the Air and Waste Management Symp. on Indoor Environmental Quality*, Durham, North Carolina, July 16-17, On line at: [https://www.researchgate.net/publication/288807466\\_Frequency\\_of\\_basidiomycete\\_fungi\\_in\\_the\\_indoor\\_air\\_of\\_urban\\_homes](https://www.researchgate.net/publication/288807466_Frequency_of_basidiomycete_fungi_in_the_indoor_air_of_urban_homes).
20. Miller J. D., 1992, Fungi as contaminants of indoor air, *Atmospheric Environment*, 26, 2162-2172.
21. Gorny R. L., Reponen T., Willeke K., Schmechel D., Robine E., Boissier M., Grinshpun S. A., 2002, Fungal fragments as indoor airbiocontaminants, *Applied and Environmental Microbiology*, 68, 3522-3531.
22. Brunekreef B., Dockery D., Speizer F. E., 1989, Home dampness and respiratory morbidity in children, *American Review of Respiratory Disease*, 140, 1363-1367.
23. Dales R., Zwanenburg H., Burnett R., Franklin C., 1991, Respiratory Health Effects of home dampness and molds among Canadian Children, *American Journal of Epidemiology*, 134, 196-203.
24. Stark P. C., Burg H. A., Ryan L. M., Milton D. K., Gold D. R., 2003, Fungal Levels in the Home and Lower Respiratory Tract Illnesses in the First Year of Life, *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine*, 168, 232-237.
25. Bush R. K., Portnoy J. M., Saxon A., Terr A. I., Wood R. A., 2006, The medical effects of mold exposure, *Journal of Allergy and Clinical Immunology*, 117, 326-333.
26. Terr A. I., 2014, Are indoor molds causing a new disease?, *Journal of Allergy and Clinical Immunology*, 113, 221-227.
27. Bornehag, C., G., Blomquist, G., Gyntelberg, F., Järholm B, Malmberg P, Nordvall L, Nielsen A, Pershagen G, Sundell, 2001, Dampness in Buildings and Health, in *Nordic Interdisciplinary Review of the Scientific Evidence on Associations between Exposure to "Dampness" in Buildings and Health Effects*, *Indoor Air* 2001; 11(2):72-86.
28. Gianluigi de Gennaro et al, 2014, Indoor air quality in schools, *Environmental Chemistry Letters* 12(4):467-482.
29. Hajian, M., Mohaghegh, Sh., 2015, Indoor Air Pollution in Exercise Centers, *International Journal of Medical Toxicology and Forensic Medicine*, 5(1):22-31.
30. Doroshenko, Zarina, 2012, Productivity and Indoor Climate, Bachelor's Thesis, Mikkeli University Applied Science, 45 p.
31. Robertson, D. S., 2006, Health effects of increase in concentration of carbon dioxide in the atmosphere, *Current Science*, Vol. 90, No. 12, pp 1607-1609.

32. O'Keefe, H., James, Patil, Harshal R., Lavie, Carl J., Magalski, Anthony, Vogel, Robert A., McCullough, Peter A., 2012, Potential Adverse Cardiovascular Effects From Excessive Endurance Exercise, *Mayo Clin Proc.* Jun; 87(6): 587-595, doi: 10.1016/j.mayocp.2012.04.005.
33. Sawka, M.,Périard, J., Racinais, S., 2015, Heat acclimatization to improve athletic performance in warm-hot environments, *Sports Science Exchange*, Vol. 28, No. 153, 1-6.
34. Sawka, M.N., Leon, L.R., Montain, S.J. and Sanna L.A. 2011. Integrated physiological mechanisms of exercise performance, adaptation, and maladaptation to heat stress. *Compr. Physiol.* 1:1883-1928.
35. Mukherjee, Nabanita, Dowd, Scot, E., Wise, Andy, Kedia, Sapna, Vohra Varun and Banerje Pratik, 2014, Diversity of Bacterial Communities of Fitness Center Surfaces in a U.S. Metropolitan Area, *Int. J. Environ. Res. Public Health*, 11(12), 12544-12561; doi: 10.3390/ijerph111212544.
36. Pastuszka, J. S., Wlazło, A., Łudzeń - Izbińska, B., Pastuszka, K., 2004, Aerobakteryjnygrzybowy w saligimnastycznej, *Ochrona Powietrza i Problemy Odpadów*, Vol. 38 nr 2, 62-66.
37. Karwowska, E., 2003, Microbiological Air Contamination in Some Educational Settings, *Polish Journal of Environmental Studies* Vol. 12, No. 2, 181-185.
38. Secor, Anna J., 2010, Social surveys, interviews, and focus groups. În B. Gomez și J. P. Jones III (Edit.). *Research methods in geography. A critical introduction* Wiley-Blackwell. Sussex, pp. 194-205.
39. Ramos, C., 2016, Exposure to Air Pollutants During Physical Activity, *Radiation Science and Technology Department, MSc Quality, Environment and Safety, Instituto Superior de Educação e Ciências, Portugal* geboren te Lisbon, Portugal (file:///J:/indoor%20air%20quality%20in%20%20sport%20halls/materiale%20Marcu/C.A.\_Ramos\_PhD\_thesis.pdf), 150 p.
40. Blum A., Lopez B., Guilbert M., Noel Y., Chery L., 2010, National assessment of groundwater monitoring efforts from ADES. Indicators for assessing the qualitative and quantitative status of groundwater: examples of achievements and recommendations. Final Report, On line at: <https://ec.europa.eu/research>.
41. O'Connor M., Zabik M., Carol C., Cousens B., Charenzelli J., 2010, Multi-element analysis and geochemical spatial trends of groundwater in rural northern New York, *Water*, 2, 217-238.
42. Cîrțînă D., Traistă E., 2014, Research on the influence of metallurgical industry waste on soil and groundwater quality, *Journal of Chemical Technology and Metallurgy*, 49, 311-315.
43. Romocea T., Josan N., 2002, The antropic influences upon the phreatic water quality in the west side of Oradea. *Proc. of the International Conference « Preventing and Fighting Hidrological Disaster*, Timisoara.
44. Johnston K., VerHoef J.M., Krivoruchko K., Lucas N., 2001, Creating a surface with geostatistical techniques, using analytical tools when generating surfaces, In: *Using ArcGIS Geostatistical Analysis*, ESRI, United States of America, 131-219.
45. Longley P.A., Goodchild M.F., Maguire D.J., Rhind Query D.W., 2005, Measurement and transformation, In *Geographic Information Systems and Science*, 2nd Edition.
46. Moody R., Jacko A., 2012, Implementation of GIS-Based Applications in Water Governance, *Water Resources Management*, 26, 517-529.
47. Biali G., Statescu, F., 2013, Mapping nitrate levels in groundwater using GIS, *Environmental Engineering and Management Journal*, 12, 807-814.
48. Oliver M. A., 1990, Kriging: A Method of Interpolation for Geographical Information Systems, *International Journal of Geographic Information Systems*, 4, 313-332.

49. Zhang X., Qian H., Chen J., Qiao L., 2014, Assessment of Groundwater Chemistry and Status in a Heavily Used Semi-Arid Region with Multivariate Statistical Analysis, *Water*, 6, 2212-2232.
50. Narany T.S., Ramly F.M., Aris A., Sulaiman W., Fakharian K., 2014, Spatial Assessment of Groundwater Quality Monitoring Wells Using Indicator Kriging and Risk Mapping, Amol-Babol Plain, Iran, *Water*, 6, 68-85.
51. Rusinga F., Taigbenu A. E., 2005, Groundwater resource evaluation of urban Bulawayo aquifer, *Water*, 31, 23-34.
52. Chiarenzelli J., Shradly C., Cady C., General K.E., Snyder J., Benedicto-Debo A., David T., 2007, Multi-Element analyses of private wells on the St. Regis Mohawk Nation (Akwasasne), Northeast. *Geol. Environ. Sci*, 29, 167-175.
53. Nystrom E.A., 2007, Groundwater quality in the St. Lawrence River Basin, New York, U.S. Geological Survey Open-File Report 2007-10066; US Geological Survey: Washington, DC, USA.
54. Huber G., Knafla A., Vickerman L., Bell G., 2012, Summary of Research on Sulfate Behavior in Soil and Groundwater: Implications for Subsoil Sulfate Guideline Development, PTAC Soil and Groundwater Forum Calgary, 52.
55. Dumitru M., Botău O., 2011, Nitrate pollution in phreatic groundwater basin Crișul Repede, University of Oradea Annals, Geography Series, 21, 30-38.
56. Kubare M., Mutsvangwa C., Masuku C., 2010, Groundwater contamination due to lead (Pb) migrating from Richmond municipal landfill into Matsheumhlope aquifer: evaluation of a model using field observations, *Drinking Water Engineering and Science* 3, 251-269.
57. Mikołajków J., 2003, Laboratory methods of estimating the retardation factor of migrating mineral nitrogen compounds in shallow groundwater, *Geological Quarterly*, 47, 91-96.
58. Kushwaha J.P. V., C.Srivastava, I.D., 2011, Milk: An Overview of Various Technologies for the Treatment of Dairy Wastewaters. *Critical Reviews in Food Science and Nutrition*, 51:442-452.
59. Bull M.A., R.M Sterritt, J.N. Lester, 1982, The Treatment of Wastewaters from the Meat Industry: A review. *Environmental Technology Letters* 3:117-126.
60. Dague R.R., R.F.Urell, E.R.Krieger, 1990, Treatment of Pork Processing Wastewater in a Covered Anaerobic Lagoon with Gas Recovery, *Proceedings of the 44th Industrial Waste Conference*, 815-823. Ann Arbor, MI: Ann Arbor Science.
61. Johns M.R., 1995, Developments in Wastewater Treatment in the Meat Processing Industry: A review, *Bioresource Technology* 54:203-216.
62. Popa M., D. Vintan, B. Roxana, D. Popa, 2014, Study Concerning the Wastewater Quality in the Porcelain Industry. *Journal of Environmental Protection and Ecology* 15, No 1, 53-60.
63. American Public Health Association (APHA), 2005, In: Eaton AD, Clesceri LS, Rice EW, Greenberg AE (eds). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 21<sup>st</sup> edn, American Water Works Association: Water Pollution Control Federation. Washington. DC. 1368p.
64. Quinn G. P., M. J. Keough, 2002, *Experimental Design and Data Analysis for Biologists*. Cambridge University Press, The Edinburgh Building, Cambridge, p. 542.
65. Hammer Ø., D. A. T. Harper, P. D. Ryan, 2001, Paleontological Statistics Software Package for Education And Data Analysis. *Palaeontologia Electronica*, 4 (1), 9.
66. Kolhe A. S., S. R. Ingale, R. V. Bhole, 2009, Effluent of Dairy Technology. *Shodh, Samiksha aur Mulyankan (International Research Journal)*, ISSN-0974-2832, Vol. II, Issue-5 (Nov.08-Jan.09).



67. Deshannavar U. B., R. K Basavaraj., M.N. Naik, 2012, High Rate Digestion Of Dairy Industry Effluent By Upflow Anaerobic Fixed-Bed Reactor. *Journal of Chemical and Pharmaceutical Research*, 4(6):2895-2899.
68. Tawfika A., M. Sobheyb, M. Badawya, 2008, Treatment Of A Combined Dairy And Domestic Wastewater In An Up-Flow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) Reactor followed By Activated Sludge (AS system) Desalination 227 167– 177.
69. Javed I.Q., N. Muhammad, S.B. Shagufta, B. Shahjahan,S. Quratulain, 2011, Anaerobic Fixed Film Biotreatment of Dairy Wastewater Middle-East Journal of Scientific Research 8 (3): 590-593, ISSN 1990-9233,© IDOSI Publications.
70. Barnett J.W., S.L. Robertson and J.M. Russell, 2010, Environmental Issues in Dairy Processing. Environment Portfolio, New Zealand, Dairy Research Institute, Private Bag 11029, Palmerston North.
71. Deshpande D.P., P.J. Patil, S.V. Anekar, 2012, Biomethanation of Dairy Waste. *Res J Chem Sci* 2(4):35–39.
72. Rana K., B. Moemen , D. Fouad, H. Jalal, T. Samir, 2011, Characterization, physicochemical and biological treatment of sweet whey (major pollutant in dairy effluent). In: Environment and chemistry IPCBEE, vol 2. IACSIT Press, Singapore.
73. Tóth G, Hermann T, da Silva MR, Montanarella L., 2018, Monitoring soil for sustainable development and land degradation neutrality. *Environ Monit Assess*190(2):57.
74. Setboonsarng S, Gregorio EE., 2017, Achieving sustainable Development goals through organic agriculture: empowering poor women. ADB Southeast Asia Working Paper Series NO. 15. Available at: <https://www.adb.org/sites/default/files/publication/384836/swp-15.pdf>.
75. Schloter M, Nannipieri P, Sorensen SJ, Dirk Van Elsas J., 2018, Microbial indicators for soil quality. *Biol Fertil Soils* 54:1-10.
76. Gömöryová E, Střelcová K, Fleischer P, Gömöry D., 2011, Microbial characteristics at the monitoring plots on windthrow areas of the Tatra National Park Slovakia.: their assessment as environmental indicators. *Environ Monit Assess* 174:31-45.
77. Muller A, Bautze L, Meier M, Gattinger A, Gall E, Chatzinikolaou E, Meredith S,Ukas T, Ullmann L., 2016, Organicfarming, climatechangemitigationandbeyond. IFOAM EU. Available at: [http://www.ifoam-eu.org/sites/default/files/ifoameu\\_advocacy\\_climate\\_change\\_report\\_2016.pdf](http://www.ifoam-eu.org/sites/default/files/ifoameu_advocacy_climate_change_report_2016.pdf).
78. Wilson M, Lindow S.E., 1993, Release of recombinant microorganisms. *Annu Rev Microbiol* 47:913–944.
79. Munteanu I., 1997, Review of soil and terrain data, human-induced soil degradation and soil vulnerability assessment in Romania. In: BatjesNH, Bridges EM (Eds). Implementation of a Soil Degradation and Vulnerability Database for Central and Eastern Europe(SOVEUR Project).Proceedings of an international workshop Wageningen, 1-3 October 1997. FAO and ISRIC, pp. 69-72. Available at [http://www.isric.org/sites/default/files/2017-03/SOVEUR\\_Proc97.PDF](http://www.isric.org/sites/default/files/2017-03/SOVEUR_Proc97.PDF).
80. Nabti E, Jha B, Hartmann A., 2017, Impact of seaweeds on agricultural crop production as biofertilizer. *Int J Environ Sci Technol* 14:1119–1134.
81. Dincă L, Spărchez G, Dincă M., 2014, Romanian’s forest soil GIS map and database and their ecological implications. *Carpathian J Earth Environ Sci* 92:133-142.
81. Soan BD., 2017, The role of organic matter in soil compactibility: A review of some practical aspects. *Soil Till Res* 16:179–201.

82. Schumacher BA., 2002, Methods for the determination of total organic carbon toc. in soils and sediments. Ecological Risk Assessment Support Center. US. Environmental Protection Agency 23pp.
83. Alef K., 1995, Dehydrogenase activity. In: Alef K, Nannipieri P (eds) *Methods in Applied Soil Microbiology and Biochemistry*. Academic Press, London, pp 228-231.
84. Zhu CJ, Lee YK., 1997, Determination of biomass dry weight of marine microalgae. *J Appl Phycol* 9:189-194.
85. Malusá E, Sas-Paszt L, Ciesielska J., 2012, Technologies for beneficial microorganisms inocula used as biofertilizers. *Sci World J* 2012: 491206.
86. Cavigelli MA, Robertson GP., 2000, The functional significance of denitrifier community composition in a terrestrial ecosystem. *Ecology* 81:1402-1414.
87. Subhani A, Changyong H, Zhengmiao Y, Min L, El-ghamry A., 2001, Impact of soil environment and agronomic practices on microbial/dehydrogenase enzyme activity in soil. A review. *Pak J Biol Sci* 4:333-338.
88. Balser T, Kinzig A, Firestone M., 2002, The functional consequences of biodiversity. In: Kinzig A, Pacala S, Tilman D (eds) *The Functional Consequences of Biodiversity*, Princeton University Press, Princeton, pp 265-293.
89. Zogg G, Zak D, Ringelberg D, Macdonald N, Pregitzer K, White D., 1997, Compositional and functional shifts in microbial communities due to soil warming. *Soil Sci Soc Am J* 61:475-481.
90. Kieft T, Amy P, Brockman F, Fredrickson J, Bjornstad B, Rosacker L., 1993, Microbial abundance and activities in relation to water potential in the vadose zones of arid and semiarid sites. *Microb Ecol* 26:59-78.
91. Lundquist E, Scow K, Jackson L, Uesugi S, Johnson C., 1999, Rapid response of soil microbial communities from conventional, low input, and organic farming systems to a wet/dry cycle. *Soil Biol Biochem* 31:1661-1675.
92. Schimel JP, Gullledge JM, Clein-Curley JS, Lindstrom JE, Braddock JF., 1999, Moisture effects on microbial activity and community structure in decomposing birch litter in the Alaskan taiga. *Soil Biol Biochem* 31:831-838.
93. Fierer N, Schimel JP, Holden PA., 2003, Variations in microbial community composition through two soil depth profiles. *Soil Biol Biochem* 35:167-176.
94. Yergeau E, Bell TH, Champagne J, Maynard C, Tardif S, Tremblay J, Greer CW., 2015, Transplanting soil microbiomes leads to lasting effects on willow growth, but not on the rhizosphere microbiome. *Front Microbiol* 6:1436.
95. Griggs D, Stafford-Smith M, Gaffney O, Rockström J, Ohman MC, Shyamsundar P, Steffen W, Glaser G, Kanie N, Noble I., 2013, Policy: sustainable development goals for people and planet. *Nature* 495(7441):305-307.
96. Van Veen JA, Van Overbeek LS, Van Elsas JD., 1997, Fate and Activity of Microorganisms Introduced into Soil. *Microbiol Mol Biol Rev* 62:121-35.
97. Khan W, Rayirath U.P, Subramanian S, Jithesh M.N, Rayorath P, Hodges D.M, Critchley A.T, Craigie J.S, Norrie J, Prithiviraj B., 2009, Seaweed extracts as biostimulants of plant growth and development. *J Plant Growth Regul* 28:386-399.
98. Craigie J.S., 2011, Seaweed extract stimuli in plant science and agriculture. *J Appl Phycol* 23:371-393.

98. Visser S, Parkinson D., 1992, Soil biological criteria as indicator of soil quality: soil microorganisms. *Am J Alter Agric* 7:33–37.
99. Vekemans X, Godden B, Penninckx MJ., 1989, Factor analysis of the relationships between several physico-chemical and microbiological characteristics of some Belgian agricultural soils. *Soil Biol Biochem* 21:53–57.
100. Nannipieri P, Trasar-Cepeda C, Dick RP., 2018, Soil enzyme activity: a brief history and biochemistry as a basis for appropriate interpretations and meta-analysis. *Biol Fertil Soils* 54:11–19.
101. Trevors JT., 1984, Dehydrogenase activity in soil. A comparison between the INT and TTC assay. *Soil Biol Biochem* 16:673–674.
102. Grenni P, Rodríguez-Cruz MS, Herrero-Hernández E, Marín-Benito JM, Sánchez-Martín MJ, Barra Caracciolo A., 2012, Effects of wood amendments on the degradation of terbuthylazine and on soil microbial community activity in a clay loam soil. *Wat Soil Air Poll* 223:5401-5412.
103. Fuentes-Ponce M, Moreno-Espíndola I, Pávella Sánchez-Rodríguez LM, Ferrara-Guerrero MJ, López-Ordaz R., 2016, Dehydrogenase and mycorrhizal colonization: Tools for monitoring agrosystem soil quality. *Appl Soil Ecol* 100:144-153.
104. Nannipieri P, Grego S, Ceccanti B., 1990, Ecological significance of the biological activity in soil. In: Bollag JW, Stotzky G (eds) *Soil Biochemistry*, vol. 6, Marcel Dekker Inc, New York, USA, pp 293–355.
105. Campos JA, Peco JD, De Toro JA et al., 2018, Approach to the potential usage of two wood ashes waste as soil amendments on the basis of the dehydrogenase activity and soil oxygen consumption. *J Soils Sediments* 18:2148-2156.
106. Obbard JP., 2001, Ecotoxicological assessment of heavy metals in sewage sludge amended soil. *Appl Geochem* 16:1405–1411.
107. Geisseler D, Horwath W, Scow K., 2011, Soil moisture and plant residue addition interact in their effect on extracellular enzyme activity. *Pedobiologia* 54:71-78.
108. Wolińska A, Stępniewska Z., 2011, Microorganisms abundance and dehydrogenase activity as a consequence of soil reoxidation process. In: Miransari M (ed) *Soil Tillage & Microbial Activities*, Research Singpost, Kerala, India, pp 111-143.
109. Wall A, Heiskanen J., 2003, Water-retention characteristic and related physical properties of soil on afforested agricultural land in Finland. *Forest. Ecol Manag* 186:21-32.
110. Moeskops B, Buchan D, Sleutel S, Herawaty L, Husen E, Saraswati R, Setyorini D, De Neve S., 2010, Soil microbial communities and activities under intensive organic and conventional vegetable farming in West Java, Indonesia. *Appl Soil Ecol* 45:112–120.
111. Zhang N, He X, Gao Y, Li Y, Wang H, Ma D, Zhang R, Yang S., 2010, Pedogenic carbonate and soil dehydrogenase activity in response to soil organic matter in *artemisia ordosica* community. *Pedosphere* 20:229-235.
112. Salazar S, Sanchez L, Alvarez J, Valverde A, Galindo P, Igual J, Peix A SantaRegina I., 2011, Correlation among soil enzyme activities under different forest system management practices. *Ecol Eng* 37:1123-1131.
113. Brzezińska M, Stępniewski W, Stępniewska Z, Przywara G., 2001, Effect of oxygen deficiency on soil dehydrogenase activity in a pot experiment with *Triticale* CV. *Jago Vegetation. Int Agroph* 15:145-149.

114. Romero E, Fernandez-Bayo J, Diaz J Nogales R., 2010, Enzyme activities and diuron persistence in soil amended with vermicompost derived from spent grape marc and treated with urea. *Appl Soil Ecol* 44:198-204.
115. Yuan B, Yue D., 2012, Soil microbial and enzymatic activities across a chronosequence of chinese pine plantation development on the loess plateau of China. *Pedosphere* 221:1-12.
116. Possinger AR., 2013, Using seaweed as a soil amendment: effects on soil quality and yield of sweet corn *Zea mays* L.. Open Access Master's Theses. Paper 78.
117. Battacharyya D, Babgohari MZ, Rathor P, Prithviraj B., 2015, Seaweed extracts as biostimulants in horticulture. *Sci Hortic* 196:39-48.
118. Berlyn GP, Russo RO., 1990, The use of organic biostimulants to promote root growth. *Below Gr Ecol* 1:12–13.
119. Blunden G, Morse PF, Mathe I, Hohmann J, Critchley AT, Morrell S., 2010, Betaine yields from marine algal species utilized in the preparation of seaweed extracts used in agriculture. *Nat Prod Commun* 1054:581-585.
120. Norrie J, Keathley JP., 2006, Benefits of *Ascophyllum nodosum* marine-plant extract applications to 'Thompson seedless' grape production. *Acta Hort* 727:243-248.
121. Nakamura T, Nagayama K, Uchida K, Tanaka R., 1996, Antioxidant activity of phlorotannins isolated from the brown alga *Eisenia bicyclis*. *Fish Sci* 62:923–926.
122. Wang T, Jonsdottir R, Ólafsdóttir G., 2009, Total phenolic compounds, radical scavenging and metal chelation of extracts from Icelandic seaweeds. *Food Chem* 116:240–248.
123. Andjelković M, Van Camp J, De Meulenaer B, Depaemelaere G, Socaciu C, Verloo M, Verhe R., 2006, Iron-chelation properties of phenolic acids bearing catechol and galloyl groups. *Food Chem* 98:23–31.
124. Ducci F., De Rogatis A., Proietti R., Curtu A.L., Marchi M., Belletti P., 2021, Establishing a baseline to monitor future climate-change-effects on peripheral populations of *Abies alba* in central Apennines, *Annals of Forest Research*, 64, 33-66.
125. Fedorca A., Popa M, Jurj R, Ionescu G, Ionescu O, Fedorca M., 2020, Assessing the regional landscape connectivity for multispecies to coordinate on-the-ground needs for mitigating linear infrastructure impact in Brasov – Prahova region, *Journal for Nature Conservation*, 58, 125903.
126. Kutnar L., Kermavnar J., Pintar A.M, 2021, Climate change and disturbances will shape future temperate forests in the transition zone between Central and SE Europe, *Annals of Forest Research*, 64, 67-86.
127. Li J., Cao X., Wang Y., Yan W., Peng Y., Chen X., 2021, Effects of thinning on soil nutrients in a chronosequence of Chinese fir forests in subtropical China, *Annals of Forest Research*, 64, 147-158.
128. Murariu G., Dinca L., Tudose N., Crisan V., Georgescu L., Munteanu D., Dragu M.D., Rosu B., Mocanu G.D., 2021, Structural Characteristics of the Main Resinous Stands from Southern Carpathians, Romania, *Forests*, 12, 1029.
129. Vlad R., Constandache C., Dincă L., Tudose N.C., Sidor C.G., Popovici L., Ispravnic A., 2019, Influence of climatic, site and stand characteristics on some structural parameters of scots pine (*Pinus sylvestris*) forests situated on degraded lands from east Romania, *Range Management and Agroforestry*, 40, 40-48.
130. Crișan V.E., Dincă L.C., Oneț A., Bragă C.I., Enescu R.E., Teușdea A.C., Oneț C., 2021, Impact

- of windthrows disturbance on chemical and biological properties of the forest soils from Romania, *Environmental Engineering and Management Journal*, 20, 1163-1172.
131. Dinca L., Onet A., Samuel A.D., Tognetti R., Uhl E., Bosela M., Gomoryova E., Bielak K., Skrzyszewski J., Hukic E., Zlatanov T., de-Dios-Garcia J., Tonon G., Giammarchi F., Svoboda M., Dobor L., Rolando L., Rauseo J., Pescatore T., Garbini G.L., Visca A., Patrolecco L., Caracciolo A.B., Grenni P., 2021, Microbial soil biodiversity in beech forests of European mountains, *Canadian Journal of Forest Research*, 51, 1833–1845.
  132. Xu Z., Yu G., Zhang X., He N., Wang Q., Wang S., Wang R., Zhao N., Jia Y., Wang C., 2017, Soil enzyme activity and stoichiometry in forest ecosystems along the North-South transect in eastern China (NSTEC), *Soil Biology and Biochemistry*, 104, 152-163.
  133. Fekri M., Farpoor M.H., Mahmoodabadi M., Hosseini H., 2021, Phosphorus sorption-desorption in soil as influenced by organic matter, carbonates and Fe-Al oxides, *Environmental Engineering and Management Journal*, 20, 1435-1444.
  134. Pascual J.A., Garcia C., Hernandez T., Moreno J.L., Ros M., 2000, Soil microbial activity as a biomarker of degradation and remediation processes, *Soil Biology and Biochemistry*, 32, 1877-1883.
  135. Gonnety J.T., Assémien E., Guéi A.M., N'Dri A.A., Djina Y., Koné A.W., Tondoh J.E., 2012, Effect of land-use types on soil enzymatic activities and chemical properties in semi-deciduous forest areas of Central-West Côte d'Ivoire, *Biotechnology, Agronomy and Society and Environment*, 16, 478-485.
  136. Trasar-Cepeda C., Leirós M.C., Seoane S., Gil-Sotres F., 2008, Biochemical properties of soils under crop rotation, *Applied Soil Ecology*, 39, 133-143.
  137. García-Ruiz R. Ochoa V., Vinegla B., Hinojosa M.B., Pena-Santiago R., Liébanas, G., Linares J.C., Carreira, J.A., 2009, Soil enzymes, nematode community and selected physico-chemical properties as soil quality indicators in organic and conventional olive oil farming: influence of seasonality and site features, *Applied Soil Ecology*, 41, 305-314.
  138. Almutairi A., Aladwani S., Almutairi B., 2021, Soil temperature profile investigation under arid climate of Kuwait using mechanistic and mixed models, *Environmental Engineering and Management Journal*, 20, 1183-1192.
  139. Drăgan-Bularda, M., 2000, Practical guide to microbiology, Univ. Babeş-Bolyai, Cluj-Napoca, 175-176.
  140. Sachs L., 2002, *Der Statistik Test*, In: *Angewandte Statistik Anwendung statistischer Methoden* Sachs L. (ed), Springer, Berlin, 189-195.
  141. Dick W.A., Cheng L., Wang P., 2000, Soil acid and alkaline phosphatase activity as pH adjustment indicators, *Soil Biology and Biochemistry*, 32, 1915-1919.
  142. Frankenberger W.T., Dick W.A., 1983, Relationships between enzyme activities and microbial growth and activity indices in soil, *Soil Science Society of America Journal*, 47, 945-951.
  143. Carpa R., 2007, Microbial communities and enzymatic activities in the mountainous soils in Parâng, *Studia Universitatis Babeş-Bolyai, Biologia*, 52, 129-136.
  144. Samuel A.D., Mondici S., Brejea R., 2021, Evaluation of soil enzyme activities under different croplands, *Romanian Agricultural Research*, 38, 271-279.
  145. Micuți M.M., Bădulescu L., Israel-Roming F., 2017, A review on the enzymatic indicators for monitoring soil quality, *Scientific Bulletin, Series F. Biotechnologies*, 21, 223-228.
  146. Quilchano C., Maranon T., 2002, Dehydrogenase activity in Mediterranean forest soil, *Biology*

- and Fertility of Soils, 35, 102-107.
147. Blonska E., Lasota J., Zwydak M., 2017, The relationship between soil properties, enzyme activity and land use, *Forest Research Papers*, 78, 39-44.
  148. Kingsley J., Afu S.M., Isong I.A., Chapman P.A., Kebonye N.M., Ayito E.O., 2021, Estimation of soil organic carbon distribution by geostatistical and deterministic interpolation methods: a case study of the southeastern soils of Nigeria, *Environmental Engineering and Management Journal*, 20, 1077-1085.
  149. Leiros M.C., Trasar-Cepeda C., Seoane S., Gil-Sotres F., 2000, Biochemical properties of acid soils under climax vegetation (Atlantic oakwood) in an area of the European temperate-humid zone (Galicia, NW Spain): general parameters, *Soil Biology and Biochemistry*, 32, 733-745.
  150. Moore G.M., 2014, Wind-Thrown Trees: Storms or Management?, In *Arboriculture & Urban Forestry*, 40(2), 53-69.
  151. Ulanova N.G., 2000, The effects of windthrow on forests at different spatial scales: a review, *Forest Ecology and Management*, 135, 155-167.
  152. Spârchez G., Dincă L., Marin G., Dincă M., Enescu R.E., 2017, Variation of eutric cambisols' chemical properties based on altitudinal and geomorphological zoning, *Environmental Engineering and Management Journal*, 16, 2911-2918.
  153. Gafrikova J., Hanajic P., 2016, Soil respiration, microbial abundance, organic matter and C,H,N,S contents among recovering windthrow sites in Tatra National Park, *Phytopedon (Bratislava)*, 14, 7-14.
  154. Mayer M., Matthews B., Schindlbacher A., Katzensteiner K., 2014, Soil CO<sub>2</sub> efflux from mountainous windthrow areas: dynamics over 12 years post-disturbance, *Biogeosciences*, 11, 6081-6093.
  155. Gömöryová E., Fleischer P., Pichler V., Homolak M., Gere R., Gömöry D., 2017, Soil microorganisms at the windthrow plots: the effect of post-disturbance management and the time since disturbance, *iForest-Biogeosciences and Forestry*, 10, Issue 2, 515-521.
  156. Simon A., Gratzner G., Sieghardt M., (2011), The influence of windthrow microsites on tree regeneration and establishment in an old growth mountain forest, *Forest Ecology and Management*, 262, 1289–1297.
  157. Manzoni S., Schimel J., Porporato A., 2012, Responses of soil microbial communities to water stress: results from a meta-analysis, *Ecology*, 93, 930-938.
  158. Moyano F., Manzoni S., Chenu C., 2013, Responses of soil heterotrophic respiration to moisture availability: an exploration of processes and models, *Soil Biology and Biochemistry*, 59, 72-85.
  159. Schimel J., Balsler T., Wallenstein M., 2007, Microbial stress-response physiology and its implications for ecosystem function, *Ecology*, 88, 1386 – 1394.
  160. Schjønning P., Thomsen I., Moldrup P., Christensen B., 2003, Linking soil microbial activity to water-and air-phase contents and diffusivities, *Soil Science Society of America Journal*, 67, 156–165.
  161. Wardle D.A., Ghani A., 1995, Why is the strength of relationships between pairs of methods for estimating soil microbial biomass often so variable, *Soil Biology and Biochemistry*, 27, 821-828.
  162. Mitchell P., 1988, The influence of vegetation, animals and micro-organisms on soil processes, In *Biogeomorphology*, H. Viles (Ed.), Basil Blackwell Ltd Press, Oxford, UK, 43–82.
  163. Clinton B., Baker C., 2000, Catastrophic windthrow in the southern Appalachians: characteristics of pits and mounds an initial vegetation response, *Forest Ecology and Management*, 126, 51-60.
  164. Samonil P., Kral K., Hort L., 2010, The role of tree uprooting in soil formation. A critical literature

- review, *Geoderma*, 157, 65-79.
165. Lenart M.T., Falk D.A., Scatena F.N., Osterkamp W.R., 2010, Estimating soil turnover rate from tree uprooting during hurricanes in Puerto Rico, *Forest Ecology and Management*, 259, 1076–1084.
166. Kwit C., Platt W.J., 2003, Disturbance history influences regeneration of non-pioneer understory trees, *Ecology*, 84, 2575–2581.
167. Stark J., Firestone M.K., 1995, Mechanisms for soil moisture effects on activity of nitrifying bacteria, *Applied and Environmental Microbiology*, 61, 218–221.
168. Kooch Y., Haghverdi K., 2014, Earthworms – good indicators for forest disturbance, *Journal of Bioscience and Biotechnology*, 1, 155-162.
169. Dincă L., Sparchez G., Dincă M., 2014, Romanian's forest soil GIS map and database and their ecological implications, *Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences*, 9, 133-142.
170. Târziu D.R., Spârchez G., Dincă L., 2004, *Pedology with Elements of Geology (in Romanian)*, Silvodel Publishing House, Brasov, Romania.
171. Pumpanen, J., Longdoz, B., & Kutsch, W. L. 2010, Field measurements of soil respiration: principles and constraints, potentials and limitations of different methods. *Soil Carbon Dynamics: An Integrated Methodology*, 16-33.
172. Dehghan P., Kharazi M., Rafiei H., Akbari M., Paria G.R., 2014, Enumeration and identification of dust fungal elements from the weather inversion phenomenon in Isfahan, Iran, *Advence Biomedical Research*, 3, 1-5.
173. Orchard V.A., Cook F.J., 1983, Relationship between soil respiration and soil moisture, *Soil Biology and Biochemistry*, 15, 447–453.
174. Köster K., Püttsepp Ü., Pumpanen J., 2011, Comparison of soil CO<sub>2</sub> flux between uncleared and cleared windthrow areas in Estonia and Latvia., *Forest Ecology and Management*, 262, 65-70.
175. Amiro B.D., Barr A.G., Barr J.G., Black T.A., Bracho R., Brown M., ...and Xiao J., 2010, Ecosystem carbon dioxide fluxes after disturbance in forests of North America, *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 115, 1-13.
176. Deyn G.B., Quirk H., Oakley S., Ostle N., Bardgett R.D., 2011, Rapid transfer of photosynthetic carbon through the plant-soil system in differently managed species-rich grasslands, *Biogeosciences*, 8, 1131–1139.
177. Jones D.L., Nguyen C., Finlay R.D., 2009, Carbon flow in the rhizosphere: carbon trading at the soil–root interface, *Plant and Soil*, 321, 5–33
178. Baldrian P., Lladó-Fernández S., López-Mondéjar R., Větrovský T., Chuang Howe A., Riedel K., et al., 2015, Tracing the activity of individual microbial taxa in forest soils, , *Proc. of the 3rd Annual Meeting Soil Biological Communities and Aboveground Resilience, COST Action FP1305 BioLink Linking belowground biodiversity and ecosystem function in European forests*, Roma, Italy, p. 30.
179. Carnol M., Baeten L., Bosman B., Malchair S., Vanoppen A., De Wandeler H., et al., 2015, Microbial biomass increases with tree species diversity in European forest soils, *Proc. of the 2nd Annual Meeting Belowground biodiversity in changing environment, COST Action FP1305 BioLink Linking belowground biodiversity and ecosystem function in European forests*, Krakow, Poland.
180. Klimek B., Niklińska M., Jaźwab M., Taraseka A., Tekielaka I., Musielok L., 2015, Covariation of soil bacteria functional diversity and vegetation diversity along an altitudinal climatic gradient in the Western Carpathians, *Pedobiologia*, 58, 105-112.

181. Bezemer T.M., Fountain M.T., Barea J.M., Christensen S., Dekker S.C., Duyts H., et al., 2010, Divergent composition but similar function of soil food webs of individual plants: plant species and community effects, *Ecology*, 91, 3027–3036.
182. Orwin K.H., Buckland S.M., Johnson D., Turner B.L., Smart S., Oakley S., et al., 2010, Linkages of plant traits to soil properties and the functioning of temperate grassland, *Journal of Ecology*, 98, 1074–1083.
183. Thomson B.C., Ostle N., McNamara N., Bailey M.J., Whiteley A.S., Griffiths R.I., 2010, Vegetation affects the relative abundances of dominant soil bacterial taxa and soil respiration rates in an upland grassland soil, *Microbial Ecology*, 59, 335–343.
184. Ettema C.H., Wardle D.A., 2002, Spatial soil ecology, *Trends in Ecology and Evolution*, 17, 177–183.
185. Fierer N., Jackson R.B., 2006, The diversity and biogeography of soil bacterial communities, *Proceedings National Academy of Sciences of United States of America*, 103, 626–631.
186. Fierer N., Strickland M.S., Liptzin D., Bradford M.A., Cleveland C.C., 2009, Global patterns in belowground communities, *Ecology Letters*, 12, 1238–1249.
187. Lauber C.L., Strickland M.S., Bradford M.A., Fierer N., 2008, The influence of soil properties on the structure of bacterial and fungal communities across land-use types, *Soil Biology and Biochemistry*, 40, 2407–2415.
188. Pesaro M., Nicollier G., Zeyer J., Widmer F., 2004, Impact of soil drying-rewetting stress microbial communities and activities and on degradation of two crop protection products, *Applied and Environmental Microbiology*, 70, 2577–2587.
189. Gorbunova J.S., Devyatova T. A., Grigorjevskaya A.Y., 2014, Fire influence on the soil and plant cover of forests in the central chernozem region of Russia, *Aridnye Ekosistemy*, 4, 92–103.
190. Bárcenas-Moreno G., García-Orenes F., Mataix-Solera J., Mataix-Beneyto J., Baath E., 2011, Soil microbial recolonisation after a fire in a Mediterranean forest, *Biology and Fertility of Soils*, 47, 261–272.
191. Smith N.R., Kishchuk B.E., Mohn W.W., 2008, Effects of wildfire and harvest disturbances on forest soil bacterial communities, *Applied and Environmental Microbiology*, 74, 216–224.
192. Xiang X., Shi Y., Yang J., Kong J., Lin X., Zhang H., et al., 2014, Rapid recovery of soil bacterial communities after wildfire in a Chinese boreal forest, *Scientific Report*, 4, 3829.
193. Fernández-González A.J., Cobo-Díaz J.F., Villadas P.J., Toro N., Fernández-López M., 2015, *Arthrobacter* survival in the holm-oak rhizosphere after a wildfire, Proc. of the 2nd Annual Meeting Belowground biodiversity in changing environment, COST Action FP1305 BioLink Linking belowground biodiversity and ecosystem function in European forests, Krakow, Poland.
194. Certini G., 2005, Effects of fire on properties of forest soils: a review, *Oecologia*, 143, 1–10.
195. Neumann F.G., Tolhurst K., 1991, Effects of fuel reduction burning on epigeal arthropods and earthworms in dry sclerophyll eucalypt forest of west-central Victoria, *Australian Journal of Ecology*, 16, 315–330.
196. Beier, C., Beierkuhnlein, C., Wohlgemuth, T., Peñuelas, J., Emmett, B., Körner, C., de Boeck, H., Christensen, J. H., Leuzinger, S., Janssens, I. A., and Hansen, K., 2012, Precipitation manipulation experiments – challenges and recommendations for the future, *Ecol. Lett.*, 15, 899–911.



197. Luo, Y., Gerten, D., Le Maire, G., Parton, W. J., Weng, E., Zhou, X., Keough, C., Beier, C., Ciais, Ph., Cramer, W., Dukes, J. S., Emmett, B., Hanzon, P. J., Knapp, A., Linder, S., Nepstad, D., and Rustad, L., 2008, Modeled interactive effects of precipitation, temperature, and [CO<sub>2</sub>] on ecosystem carbon and water dynamics in different climatic zones, *Glob. Change Biol.*, 14, 1986–1999.
198. Wu, Z., Dijkstra, P., Koch, G. W., Peñuelas, J., and Hungate, B. A., 2011, Responses of terrestrial ecosystems to temperature and precipitation change: a meta-analysis of experimental manipulation, *Glob. Change Biol.*, 17, 927–942.
199. Bedia, J., Herrera, S., Camia, A., Moreno, J. M., and Gutiérrez, J. M., 2014, Forest fire danger projections in the Mediterranean using ENSEMBLES regional climate change scenarios, *Clim. Chang.*, 122, 185–19.
200. Bradstock, R. A., Cohn, J. S., Gill, A. M., Bedward, M., and Lucas, C., 2010, Prediction of the probability of large fires in the Sydney region of south-eastern Australia using fire weather, *Int. J. Wildland Fire*, 18, 932–943.
201. Westerling, A. L., Hidalgo, H. G., Cayan, D. R., and Swetnam, T. W., 2006, Warming and earlier spring increase western US forest wildfire activity, *Science*, 313, 940–943.
202. Xystrakis, F., Kallimanis, A. S., Dimopoulos, P., Halley, J. M., and Koutsias, N., 2014, Precipitation dominates fire occurrence in Greece (1900–2010): its dual role in fuel build-up and dryness, *Nat. Hazards Earth Syst. Sci.*, 14, 21–32.
203. Silvestru-Grigore C.V., Dinulică F., Spârchez G., Hălălișan A.F., Dincă L., Enescu R., et al., 2018, The radial growth behaviour of pines (*Pinus sylvestris* L. and *Pinus nigra* Arn.) on Romanian degraded lands, *Forests*, 4, 1-21.
204. Constandache C., Dincă L., Nistor S., Crișan V., 2016, The causes of land degradation in Vrancea. Forest measures to improve degraded land, (in Romanian), *Soil Forming Factors and Processes from the Temperate Zone*, 1, 57-68.
205. Dincă L., Lucaci D., Iacoban C., Ionescu M., 2012, Metode de analiză a proprietăților și soluției solurilor. Editura Tehnică Silvică, București, 173 p.
206. Pumpanen J., Koları P., Ilvesniemi H., Minkkinen K., Vesala T., Niinistö S., et al., 2004, Comparison of different chamber techniques for measuring soil CO<sub>2</sub> efflux, *Agricultural and Forest Meteorology*, 123, 159-176.
207. Atlas R.M., (2004), *Handbook of Microbiological Media*, 3rd edition, CRC Press, New York, 2004.
208. Dehghan P., Kharazi M., Rafiei H., Akbari M., Paria G.R., 2014, Enumeration and identification of dust fungal elements from the weather inversion phenomenon in Isfahan, Iran, *Advanced biomedical research*, 3, 1-5.
209. Jiménez D.J., Montaña J.S., Martínez M.M., 2011, Characterization of free nitrogen fixing bacteria of the genus *Azotobacter* in organic vegetable-grown Colombian soils, *Brazilian Journal of Microbiology*, 42, 864-858.
210. Bölter M., Bloem J., Meiners K., Möller R., 2002, Enumeration and Biovolume Determination of Microbial Cells – a Methodological Review and Recommendations for Applications in Ecological Research, *Biology and Fertility of Soils*, 36, 249-259.
211. Subhani A., Changyong H., Zhengmiao Y., Min L., El-Ghamry A., 2001, Impact of soil environment and agronomic practices on microbial/dehydrogenase enzyme activity in soil. A Review, *Pakistan Journal of Biological Sciences*, 4, 333-338.

212. Brzezińska M., Stępniewska Z., Stępniewski W., 1998, Soil oxygen status and dehydrogenase activity, *Soil Biology and Biochemistry*, 30, 1783-1790.
213. Thalmann A., 1968, The methodology of the determination of the dehydrogenase activity in bodem means of triphenyltetrazolium chloride (TTC), (in Deutsch), *Landwirtsch Forsch*, 21, 249-258.
214. Ryu.....
215. Vilariño A., Arines J., 1991, Numbers and viability of vesicular arbuscular fungal propagules in field soil samples after wildfire, *Soil Biology and Biochemistry*, 23, 1083–1087.
216. Colin, Y., Nicolitch, O., Van Nostrand, J.D., Zhou, J.Z., Turpault, M.-P., and Uroz, S., 2017, Taxonomic and functional shifts in the beech rhizosphere microbiome across a natural soil toposequence. *Sci. Rep.* 7(1): 9604. doi:10.1038/s41598-017-07639-1.
217. Walthert, L., Graf Pannatier, E., and Meier, E.S., 2013, Shortage of nutrients and excess of toxic elements in soils limit the distribution of soil-sensitive tree species in temperate forests. *For. Ecol. Manage.* 297: 94–107. doi:10.1016/j.foreco.2013.02.008.
218. Duncker, P.S., Raulund-Rasmussen, K., Gundersen, P., Katzensteiner, K., De Jong, J., Ravn, H.P., Smith, M., Eckmüllner, O., and Spiecker, H., 2012, How Forest Management affects Ecosystem Services, including Timber Production and Economic Return: Synergies and Trade-Offs. *Ecol. Soc.* 17(4): art50. doi:10.5751/ES-05066-170450.
219. Leckie, S.E., 2005, Methods of microbial community profiling and their application to forest soils. *For. Ecol. Manage.* 220(1–3): 88–106. doi:10.1016/j.foreco.2005.08.007.
220. Dick, R.P., 2015, Soil enzyme activities as indicators of soil quality. In *Defining soil quality for a sustainable environment*. Edited by J.W. Doran, D.C. Coleman, D.F. Bezdicek, and B.A. Stewart. pp. 107–124. doi:10.2136/sssaspecpub35.c7.
221. De Feudis, M., Cardelli, V., Massaccesi, L., Lagomarsino, A., Fornasier, F., Westphalen, D., Cocco, S., Corti, G., and Agnelli, A., 2017, Influence of altitude on biochemical properties of European beech (*Fagus sylvatica* L.) forest soils. *Forests* 8(6): 213. doi:10.3390/f8060213.
222. Lladó, S., López-Mondéjar, R., and Baldrian, P., 2017, Forest Soil Bacteria: Diversity, Involvement in Ecosystem Processes, and Response to Global Change. *Microbiol. Mol. Biol. Rev.* 81(2). doi:10.1128/MMBR.00063-16.
223. Nacke, H., Goldmann, K., Schöning, I., Pfeiffer, B., Kaiser, K., Castillo-Villamizar, G.A., Schrupf, M., Buscot, F., Daniel, R., and Wubet, T., 2016, Fine spatial scale variation of soil microbial communities under European beech and Norway spruce. *Front. Microbiol.* 7: 2067. doi:10.3389/fmicb.2016.02067.
224. Ma, X., Chen, T., Zhang, G., and Wang, R., 2004, Microbial community structure along an altitude gradient in three different localities. *Folia Microbiol. (Praha)*. 49(2): 105–111. doi:10.1007/BF02931382.
225. Körner, C., 2007, The use of “altitude” in ecological research. *Trends Ecol. Evol.* doi:10.1016/j.tree.2007.09.006.
226. França, L., Sannino, C., Turchetti, B., Buzzini, P., and Margesin, R., 2016, Seasonal and altitudinal changes of culturable bacterial and yeast diversity in Alpine forest soils. *Extremophiles* 20(6): 855–873. doi:10.1007/s00792-016-0874-2.
227. Siles, J.A., and Margesin, R., 2017, Seasonal soil microbial responses are limited to changes in functionality at two Alpine forest sites differing in altitude and vegetation. *Sci. Rep.* 7(1): 2204. doi:10.1038/s41598-017-02363-2.
228. Kotas, P., Šantrůčková, H., Elster, J., and Kaštovská, E., 2018, Soil microbial biomass, activity

- and community composition along altitudinal gradients in the High Arctic (Billefjorden, Svalbard). *Biogeosciences* 15(6): 1879–1894. doi:10.5194/bg-15-1879-2018.
229. Yergeau, E., Bokhorst, S., Huiskes, A.H.L., Boschker, H.T.S., Aerts, R., and Kowalchuk, G.A. 2006, Size and structure of bacterial, fungal and nematode communities along an Antarctic environmental gradient. *FEMS Microbiol. Ecol.* 59(2): 436–451. doi:10.1111/j.1574-6941.2006.00200.x.
230. Grayston, S.J., and Rennenberg, H., 2006, Assessing effects of forest management on microbial community structure in a central European beech forest. *Can. J. For. Res.* 36(10): 2595–2604. doi:10.1139/x06-154.
231. Zhang, B., Liang, C., He, H., and Zhang, X., 2013, Variations in soil microbial communities and residues along an altitude gradient on the northern slope of Changbai Mountain, China. *PLoS One* 8(6): e66184. doi:10.1371/journal.pone.0066184.
232. Margesin, R., Jud, M., Tschirko, D., and Schinner, F., 2009, Microbial communities and activities in alpine and subalpine soils. *FEMS Microbiol. Ecol.* 67(2): 208–218. doi:10.1111/j.1574-6941.2008.00620.x.
233. Kariman, K., Barker, S.J., and Tibbett, M., 2018, Structural plasticity in root-fungal symbioses: diverse interactions lead to improved plant fitness. *PeerJ* 6: e6030. doi:10.7717/peerj.6030.
234. Männistö, M.K., Tirola, M., and Häggblom, M.M., 2007, Bacterial communities in Arctic fields of Finnish Lapland are stable but highly pH-dependent. *FEMS Microbiol. Ecol.* 59(2): 452–465. doi:10.1111/j.1574-6941.2006.00232.x.
235. Shen, C., Xiong, J., Zhang, H., Feng, Y., Lin, X., Li, X., Liang, W., and Chu, H., 2013, Soil pH drives the spatial distribution of bacterial communities along elevation on Changbai Mountain. *Soil Biol. Biochem.* 57: 204–211. doi:10.1016/j.soilbio.2012.07.013.
236. Djukic, I., Zehetner, F., Mentler, A., and Gerzabek, M.H., 2010, Microbial community composition and activity in different Alpine vegetation zones. *Soil Biol. Biochem.* 42(2): 155–161. doi:10.1016/j.soilbio.2009.10.006.
237. Jang, I., and Kang, H., 2010, Controlling environmental factors of soil enzyme activities at three altitudes on Mt. Jumbong. *J. Ecol. Environ.* 33(3): 223–228. doi:10.5141/JEFB.2010.33.3.223.
238. Tognetti, R., 2017, Climate-Smart Forestry in Mountain Regions – COST Action CA15226. *Impact* 3: 29–31.
239. Nabuurs, G.-J., Delacote, P., Ellison, D., Hanewinkel, M., Hetemäki, L., and Lindner, M., 2017, By 2050 the mitigation effects of EU forests could nearly double through climate smart forestry. *Forests* 8(12): 484. doi:10.3390/f8120484.
240. Bowditch, E., Santopuoli, G., Binder, F., del Río, M., La Porta, N., Kluvankova, T., Lesinski, J., Motta, R., Pach, M., Panzacchi, P., Pretzsch, H., Temperli, C., Tonon, G., Smith, M., Velikova, V., Weatherall, A., and Tognetti, R., 2020, What is Climate-Smart Forestry? A definition from a multinational collaborative process focused on mountain regions of Europe. *Ecosyst. Serv.* 43: 101113. doi:10.1016/j.ecoser.2020.101113.
241. Bossio, D.A.A., and Scow, K.M.M., 1998, Impacts of carbon and flooding on soil microbial communities: phospholipid fatty acid profiles and substrate utilization patterns. *Microb. Ecol.* 35(3): 265–278. doi:10.1007/s002489900082.
242. Conyers, M.K., and Davey, B.G., 1988, Observations on some routine methods for soil pH determination. *Soil Sci.* 145(1): 29–36. doi:10.1097/00010694-198801000-00004.

243. Saunders, W.M.H., and Williams, E.G., 1955, Observations on the determination of total organic phosphorus in soils. *J. Soil Sci.* 6(2): 254–267. doi:10.1111/j.1365-2389.1955.tb00849.x.
244. Olsen, S.R., and Sommers, L.E., 1982, Phosphorus. In *Methods of soil analysis. Part 2: Chemical and microbiological properties*, 2nd ed. Ag. Edited by A.L. Page, R.H. Miller, and D.R. Keeney. American Society of Agronomy, Madison, WI, USA. pp. 403–430.
245. Barra Caracciolo, A., Grenni, P., Ciccoli, R., Di Landa, G., and Cremisini, C., 2005, Simazine biodegradation in soil: analysis of bacterial community structure by in situ hybridization. *Pest Manag. Sci.* 61(9): 863–869. doi:10.1002/ps.1096.
246. Schutter, M.E., and Dick, R.P., 2000, Comparison of Fatty Acid Methyl Ester (FAME) methods for characterizing microbial communities. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64(5): 1659. doi:10.2136/sssaj2000.6451659x.
247. Di Lenola, M., Barra Caracciolo, A., Grenni, P., Ancona, V., Rauseo, J., Laudicina, V.A., Uricchio, V.F., and Massacci, A., 2018, Effects of apirolio addition and alfalfa and compost treatments on the natural microbial community of a historically PCB-contaminated soil. *Water, Air, Soil Pollut.* 229(5): 143. *Water, Air, & Soil Pollution.* doi:10.1007/s11270-018-3803-4.
248. Rauseo, J., Barra Caracciolo, A., Ademollo, N., Cardoni, M., Di Lenola, M., Gaze, W., Stanton, I., Grenni, P., Pescatore, T., Spataro, F., and Patrolecco, L., 2019, Dissipation of the antibiotic sulfamethoxazole in a soil amended with anaerobically digested cattle manure. *J. Hazard. Mater.* 378: 120769. doi:10.1016/j.jhazmat.2019.120769.
249. Zelles, L., 1999, Fatty acid patterns of phospholipids and lipopolysaccharides in the characterisation of microbial communities in soil: a review. *Biol. Fertil. Soils* 29(2): 111–129. doi:10.1007/s003740050533.
250. Bölter, M., Bloem, J., Meiners, K., and Möller, R., 2002, Enumeration and biovolume determination of microbial cells - a methodological review and recommendations for applications in ecological research. *Biol. Fertil. Soils* 36(4): 249–259. doi:10.1007/s00374-002-0537-6.
251. Drăgan-Bularda, M., 1983, *Lucrări practice de microbiologie generală*. Edited By Presa Universitara Clujeana. Univ. Babeş-Bolyai, Cluj-Napoca.
252. Kandeler, E., and Gerber, H., 1988, Short-term assay of soil urease activity using colorimetric determination of ammonium. *Biol. Fertil. Soils* 6(1). doi:10.1007/BF00257924.
253. Muntean, V., Crisan, R., Paşca, D., Kiss, S., and Drăgan-Bularda, M., 1996, Enzymological classification of salt lakes in Romania. *Int. J. Salt Lake Res.* 5(1): 35–44. doi:10.1007/BF01996034.
254. Adamczyk, M., Hagedorn, F., Wipf, S., Donhauser, J., Vittoz, P., Rixen, C., Frossard, A., Theurillat, J.-P., and Frey, B., 2019, The Soil Microbiome of GLORIA Mountain Summits in the Swiss Alps. *Front. Microbiol.* 10: 1080. doi:10.3389/fmicb.2019.01080.
255. Bani, A., Pioli, S., Ventura, M., Panzacchi, P., Borruso, L., Tognetti, R., Tonon, G., and Brusetti, L., 2018, The role of microbial community in the decomposition of leaf litter and deadwood. *Appl. Soil Ecol.* 126: 75–84. doi:10.1016/j.apsoil.2018.02.017.
256. Priha, O., and Smolander, A., 1997, Microbial biomass and activity in soil and litter under *Pinus sylvestris*, *Picea abies* and *Betula pendula* at originally similar field afforestation sites. *Biol. Fertil. Soils* 24(1): 45–51. doi:10.1007/BF01420219.
257. Pioli, S., Antonucci, S., Giovannelli, A., Traversi, M.L., Borruso, L., Bani, A., Brusetti, L., and Tognetti, R., 2018, Community fingerprinting reveals increasing wood-inhabiting fungal diversity in

- unmanaged Mediterranean forests. *For. Ecol. Manage.* 408: 202–210. doi:10.1016/j.foreco.2017.10.052.
258. Khanna, P.K., Fortmann, H., Meesenburg, H., Eichhorn, J., and Meiwes, K.J., 2009, Biomass and element content of foliage and aboveground litterfall on the three long-term experimental beech sites: dynamics and significance. In *Functioning and Management of European Beech Ecosystems. Ecological Studies*. Edited by R. Brumme and P.K. Khanna. Springer, Berlin, Germany. pp. 183–205. doi:10.1007/b82392\_12.
259. Bastida, F., Zsolnay, A., Hernández, T., and García, C., 2008, Past, present and future of soil quality indices: A biological perspective. *Geoderma* 147(3–4): 159–171. doi:10.1016/j.geoderma.2008.08.007.
260. Schloter, M., Nannipieri, P., Sørensen, S.J., and van Elsas, J.D., 2018, Microbial indicators for soil quality. *Biol. Fertil. Soils* 54(1): 1–10. doi:10.1007/s00374-017-1248-3.
261. Koranda, M., Schneckner, J., Kaiser, C., Fuchslueger, L., Kitzler, B., Stange, C.F., Sessitsch, A., Zechmeister-Boltenstern, S., and Richter, A., 2011, Microbial processes and community composition in the rhizosphere of European beech – The influence of plant C exudates. *Soil Biol. Biochem.* 43(3): 551–558. doi:10.1016/j.soilbio.2010.11.022.
262. Hackl, E., Pfeffer, M., Donat, C., Bachmann, G., and Zechmeisterboltenstern, S., 2005, Composition of the microbial communities in the mineral soil under different types of natural forest. *Soil Biol. Biochem.* 37(4): 661–671. doi:10.1016/j.soilbio.2004.08.023.
263. Uroz, S., Oger, P., Tisserand, E., Cébron, A., Turpault, M.-P., Buée, M., De Boer, W., Leveau, J.H.J., and Frey-Klett, P., 2016, Specific impacts of beech and Norway spruce on the structure and diversity of the rhizosphere and soil microbial communities. *Sci. Rep.* 6(1): 27756. doi:10.1038/srep27756.
264. Jump, A.S., Hunt, J.M., and Peñuelas, J., 2006, Rapid climate change-related growth decline at the southern range edge of *Fagus sylvatica*. *Glob. Chang. Biol.* 12(11): 2163–2174. doi:10.1111/j.1365-2486.2006.01250.x.
265. del Río, S., Álvarez-Esteban, R., Cano, E., Pinto-Gomes, C., and Penas, Á., 2018, Potential impacts of climate change on habitat suitability of *Fagus sylvatica* L. forests in Spain. *Plant Biosyst. - An Int. J. Deal. with all Asp. Plant Biol.* 152(6): 1205–1213. doi:10.1080/11263504.2018.1435572.
266. Kumar, A., and Verma, J.P., 2018, Does plant—Microbe interaction confer stress tolerance in plants: A review? *Microbiol. Res.* 207: 41–52. doi:10.1016/j.micres.2017.11.004.
267. Xue, P.-P., Carrillo, Y., Pino, V., Minasny, B., and McBratney, A.B., 2018, Soil properties drive microbial community structure in a large scale transect in South Eastern Australia. *Sci. Rep.* 8(1): 11725. doi:10.1038/s41598-018-30005-8.
268. King, A.J., Freeman, K.R., McCormick, K.F., Lynch, R.C., Lozupone, C., Knight, R., and Schmidt, S.K., 2010, Biogeography and habitat modelling of high-alpine bacteria. *Nat. Commun.* 1(1): 53. doi:10.1038/ncomms1055.
269. Richter, A., Schöning, I., Kahl, T., Bauhus, J., and Ruess, L., 2018, Regional environmental conditions shape microbial community structure stronger than local forest management intensity. *For. Ecol. Manage.* 409: 250–259. doi:10.1016/j.foreco.2017.11.027.
270. Meyer, K.M., Memiaghe, H., Korte, L., Kenfack, D., Alonso, A., and Bohannon, B.J.M., 2018, Why do microbes exhibit weak biogeographic patterns? *ISME J.* 12(6): 1404–1413. doi:10.1038/s41396-018-0103-3.

271. Mellert, K.H., Ewald, J., Hornstein, D., Dorado-Liñán, I., Jantsch, M., Taeger, S., Zang, C., Menzel, A., and Kölling, C., 2016, Climatic marginality: a new metric for the susceptibility of tree species to warming exemplified by *Fagus sylvatica* (L.) and Ellenberg's quotient. *Eur. J. For. Res.* 135(1): 137–152. doi:10.1007/s10342-015-0924-9.
272. Baumert, V.L., Vasilyeva, N.A., Vladimirov, A.A., Meier, I.C., Kögel-Knabner, I., and Mueller, C.W. 2018, Root exudates induce soil macroaggregation facilitated by fungi in subsoil. *Front. Environ. Sci.* 6: 140. doi:10.3389/fenvs.2018.00140.
273. Medvedeva, M.V.; Bakhmet, O.N. Changes in the Microbiological Properties of Soils along the Gradient of the Altitude Zone of Mount Kivaka in Eastern Fennoscandia, Russia. *Forests* 2022, 13, 849. <https://doi.org/10.3390/f13060849>.
274. Wang, Q.; Pan, J.; Ke, Y.; Yu, S.; Murray, P.J.; Luo, T.; Zhang, L.; Liu, W. Impact of Aspect on Arbuscular Mycorrhizal Fungal Diversity and Community Composition in a Natural *Toona ciliata* var. *pubescens* Forest in Subtropical China. *Forests* 2022, 13, 2100. <https://doi.org/10.3390/f13122100>.
275. Merino-Martín, L.; Hernández-Cáceres, D.; Reverchon, F.; Angeles-Alvarez, G.; Zhang, G.; Dunoyer de Segonzac, D.; Dezette, D.; Stokes, A. Habitat partitioning of soil microbial communities along an elevation gradient: From plant root to landscape scale. *Oikos*, 2022, e09034. <https://doi.org/10.1111/oik.09034>.
276. Shen, C.; Gunina, A.; Luo, Y.; Wang, J.; He, J.Z.; Kuzyakov, Y.; Hemp, A.; Classen, A.T.; Ge, Y. Contrasting patterns and drivers of soil bacterial and fungal diversity across a mountain gradient. *Environ. Microbiol.* 2020, 22, 3287–3301. <https://doi.org/10.1111/1462-2920.15090>.
277. Liu, X., Yang, T., Shi, Y. et al. Strong partitioning of soil bacterial community composition and co-occurrence networks along a small-scale elevational gradient on Zijin Mountain. *Soil Ecol. Lett.* 2021, 3, 290–302. <https://doi.org/10.1007/s42832-021-0122-2>.
278. Praeg, N.; Seeber, J.; Leitinger, G.; Tasser, E.; Newesely, C.; Tappeiner, U.; Illmer, P. The role of land management and elevation in shaping soil microbial communities: Insights from the Central European Alps. *Soil Biol. Biochem.* 2020, 150, 107951. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2020.107951>.
279. Odriozola, I.; Navrátilová, D.; Tláškalová, P.; Klinerová, T.; Cervenková, Z.; Kohout, P.; Větrovský, T.; Čížková, P.; Starý, M.; Baldrian, P. Predictors of soil fungal biomass and community composition in temperate mountainous forests in Central Europe. *Soil Biol. Biochem.* 2021, 161, 108366. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2021.108366>.
280. Mu, D.; Tang, J.; Cai, N.; Chen, S.; He, Y.; Deng, Z.; Yang, Y.; Yang, D.; Xu, Y.; Chen, L. Effects of Microbial Communities on Elevational Gradient Adaptation Strategies of *Pinus yunnanensis* Franch. and *Pinus densata* Mast. in a Mixed Zone. *Forests*, 2023, 14, 685. <https://doi.org/10.3390/f14040685>.
281. Tarek, Z., Elshewey, A. M., Shohieb, S. M., Elhady, A. M., El-Attar, N. E., Elseuofī, S., & Shams, M. Y. Soil Erosion Status Prediction Using a Novel Random Forest Model Optimized by Random Search Method. *Sustainability*, 2023, 15(9), 7114. <https://www.mdpi.com/2071-1050/15/9/7114>.
282. Kucuker, D. M., & Giraldo, D. C. Assessment of soil erosion risk using an integrated approach of GIS and Analytic Hierarchy Process (AHP) in Erzurum, Türkiye. *Ecological Informatics*, 2022, 71, 101788. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2022.101788>.

283. Stefanidis, S., Alexandridis, V., & Mallinis, G. A cloud-based mapping approach for assessing spatiotemporal changes in erosion dynamics due to biotic and abiotic disturbances in a Mediterranean Peri-Urban forest. *Catena*, 2022, 218, 106564. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2022.106564>.
284. Oktan, Ercan, et al. "Effects of Deforestation on Soil Erosion and Carbon Sequestration in the Soil." *Fresenius Environ. Bull* 2022, 31, 2239-2249.
285. Sun, W., Niu, X., Wang, Y. et al. Effects of forest age on soil erosion and nutrient loss in Dianchi watershed, China. *Environ Monit Assess* 2023, 195, 340, <https://doi.org/10.1007/s10661-023-10920-8>.
286. Samec, P.; Kučera, A.; Tomášová, G. Soil Degradation Processes Linked to Long-Term Forest-Type Damage. *IntechOpen*. 2023, doi: 10.5772/intechopen.106390.
287. Venanzi, R.; Picchio, R.; Grigolato, S.; Spinelli, R. Soil Disturbance Induced by Silvicultural Treatment in Chestnut (*Castanea sativa* Mill.) Coppice and Post-Disturbance Recovery. *Forests* 2020, 11, 1053. <https://doi.org/10.3390/f11101053>.
288. Istocescu, D.; Istocescu, F. Considerații geologice asupra depozitelor neogene ale Bazinului Crișurilor. *Studii și cercetări de geologie, geofizică, geografie, Seria geologie* 1974, 19, 155-127, București.
289. Popa, M. Lithostratigraphy of the Miocene deposits in the eastern part of Borod Basin (northwestern of Romania). *Studia Universitatis Babeș-Bolyai, seria Geologia*, 2000, XLV/ 2, 93-108, Cluj Napoca.
290. Filipescu, S.; Miclea, A.; Gross, M.; Harzhauser, M.; Zágoršek, K.; Jipa, C. Early Sarmatian paleoenvironments in the easternmost Pannonian Basin (Borod Depression, Romania) revealed by the micropaleontological data. In *Geologica Carpathica*, 2014, vol. 65, no.1, pp. 67-81. doi: <https://doi.org/10.2478/geoca-2014-0005>.
291. Singh, S.R.; Yadav, P.; Singh, D.; Bahadur, L.; Singh, S.P.; Yadav, A.S.; Mishra, A.; Yadav, P.P.; Kumar, S. Impact of different cropping systems on the land nutrient index, microbial diversity, and soil quality. *Land Degradation & Development*, 2021, 32(14), pp.3973-3991.
292. Stoian, V.; Vidican, R.; Florin, P.; Corcoz, L.; Pop-Moldovan, V.; Vaida, I.; Vătcă, S.D.; Stoian, V.A.; Pleșa, A. Exploration of Soil Functional Microbiomes—A Concept Proposal for Long-Term Fertilized Grasslands. *Plants*, 2022, 11(9), p.1253.
293. Choi, K.H.; Dobbs, F.C. Comparison of two kinds of Biolog microplates (GN and ECO) in their ability to distinguish among aquatic microbial communities. *Journal of Microbiological Methods*, 1999, 36(3), pp.203-213.
294. Garland, J. L. Analysis and interpretation of community-level physiological profiles in microbial ecology. *FEMS microbiology ecology*, 1997, 24(4), 289-300
295. Andrango, C.; Cueva, M.; Viera, W.; Duchicela, J. Evaluation of methods to estimate mycorrhizal inoculums potential in field soils, *Ciencia*, 2016, vol 18,3, 329-352.
296. Ryan, M.H.; Kidd, D.R.; Sandral, G.A.; Yang, Z.; Lambers, H.; Culvenor, R.A.; Stefanski, A.; Nichols, P.G.; Haling, R.E.; Simpson, R.J. High variation in the percentage of root length colonised by arbuscular mycorrhizal fungi among 139 lines representing the species subterranean clover (*Trifolium subterraneum*). *Applied Soil Ecology*, 2016, 98, pp.221-232
297. Stoian, V.; Vidican, R.; Corcoz, L.; Pop-Moldovan, V. Mycorrhizal maps as a tool to explore colonization patterns and fungal strategies in the roots of *Festuca rubra* and *Zea mays*. *JoVE (Journal of Visualized Experiments)*, 2022, (186), p.e63599.

298. Stoian, V.; Vidican, R.; Crișan, I.; Puia, C.; Șandor, M.; Stoian, V.A.; Păcurar, F.; Vaida, I. Sensitive approach and future perspectives in microscopic patterns of mycorrhizal roots. *Scientific Reports*, 2019, 9(1), p.10233.
299. Corcoz, L.; Păcurar, F.; Vaida, I.; Pleșa, A.; Moldovan, C.; Stoian, V.; Vidican, R. Deciphering the colonization strategies in roots of long-term fertilized *Festuca rubra*. *Agronomy*, 2022, 12(3), p.650.
300. Pop-Moldovan, V.; Corcoz, L.; Stoian, V.; Moldovan, C.; Pleșa, A.; Vâtcă, S.; Vidican, R. Models of mycorrhizal colonization patterns and strategies induced by biostimulator treatments in *Zea mays* roots. *Frontiers in Plant Science*, 2022, Vol. 13, <https://doi.org/10.3389/fpls.2022.1052066>
301. Xu, W., Ge, Z. and Poudel, D.R., Application and optimization of biogeococlates in functional diversity studies of soil microbial communities. In *MATEC Web of Conferences 2015*, Vol. 22, p. 04015, EDP Sciences.
302. Klimek, B., Chodak, M., Jaźwa, M., Solak, A., Tarasek, A. and Niklińska, M. The relationship between soil bacteria substrate utilisation patterns and the vegetation structure in temperate forests. *European Journal of Forest Research*, 2016, 135, pp.179-189.
303. Pająk, M., Błońska, E., Fraç, M. and Oszust, K., Functional diversity and microbial activity of forest soils that are heavily contaminated by lead and zinc. *Water, Air, & Soil Pollution*, 2016, 227, pp.1-14.
304. Treseder, K.K., Mack, M.C. and Cross, A., Relationships among fires, fungi, and soil dynamics in Alaskan boreal forests. *Ecological Applications*, 2004, 14(6), pp.1826-1838.
305. Xiao, W., Fei, F., Diao, J., Chen, B.J. and Guan, Q., Thinning intensity affects microbial functional diversity and enzymatic activities associated with litter decomposition in a Chinese fir plantation. *Journal of Forestry Research*, 2018, 29(5), pp.1337-1350.
306. Maillard, F., Leduc, V., Bach, C., Reichard, A., Fauchery, L., Saint-André, L., Zeller, B. and Buée, M., Soil microbial functions are affected by organic matter removal in temperate deciduous forest. *Soil Biology and Biochemistry*, 2019, 133, pp.28-36.
307. Lagerlöf, J., Adolfsson, L., Boerjesson, G., Ehlers, K., Vinyoles, G.P. and Sundh, I.. Land-use intensification and agroforestry in the Kenyan highland: Impacts on soil microbial community composition and functional capacity. *Applied soil ecology*, 2014, 82, pp.93-99.
308. Wang, Y., Ouyang, Z., Zheng, H., Wang, X., Chen, F. and Zeng, J. Carbon metabolism of soil microbial communities of restored forests in Southern China. *Journal of Soils and Sediments*, 2011, 11, pp.789-799.
309. Kučera, A., Holík, L., Rosíková, J., Volařík, D., Kneifl, M., Vichta, T., Knott, R., Friedl, M., Uherková, B. and Kadavý, J. Soil Microbial Functional Diversity under the Single-Season Influence of Traditional Forest Management in a Sessile Oak Forest of Central Europe. *Forests*, 2021, 12(9), p.1187.
310. Xu, M., Li, X., Cai, X., Gai, J., Li, X., Christie, P. and Zhang, J. Soil microbial community structure and activity along a montane elevational gradient on the Tibetan Plateau. *European journal of soil biology*, 2014, 64, pp.6-14.
311. Cai, Y.F., Barber, P., Dell, B., O'Brien, P., Williams, N., Bowen, B. and Hardy, G.E.S.J. Soil bacterial functional diversity is associated with the decline of *Eucalyptus gomphocephala*. *Forest Ecology and Management*, 2010, 260(6), pp.1047-1057.
312. <https://earth.google.com/web>
313. Pignataro, A.; Moscatelli, M.C.; Mocali, S.; Grego, S.; Benedetti, A. Assessment of soil microbial functional diversity in a coppiced forest system, *Applied soil ecol*, 2012, 62, pp.115-123.



314. Chen, F.; Zheng, H.; Zhang, K.; Ouyang, Z.; Wu, Y.; Shi, Q.; Li, H. Non-Linear Impacts of Eucalyptus Plantation Stand Age on Soil Microbial Metabolic Diversity, *J. Soils Sediments*, 2013, 13, 887–894, doi:10.1007/s11368-013-0669-3.
315. Wang, Y.; Ouyang, Z.; Zheng, H.; Wang, X.; Chen, F.; Zeng, J. Carbon Metabolism of Soil Microbial Communities of Restored Forests in Southern China. *J Soils Sediments*, 2011, 11, 789–799, doi:10.1007/s11368-011-0352-5.
316. Wasak, K.; Klimek, B.; Drewnik, M. Rapid Effects of Windfall on Soil Microbial Activity and Substrate Utilization Patterns in the Forest Belt in the Tatra Mountains, *J. Soils Sediments*, 2020, 20, 801–815, doi:10.1007/s11368-019-02439-8.
317. Bakker, J.D. Increasing the Utility of Indicator Species Analysis, *Journal of Applied Ecology*, 2008, 45, 1829–1835, doi:10.1111/j.1365-2664.2008.01571.x.
318. De Cáceres, M.; Legendre, P.; Moretti, M. Improving Indicator Species Analysis by Combining Groups of Sites, *Oikos*, 2010, 119, 1674–1684, doi:10.1111/j.1600-0706.2010.18334.x.
319. Rutgers, M.; Wouterse, M.; Drost, S.M.; Breure, A.M.; Mulder, C.; Stone, D.; Creamer, R.E.; Winding, A.; Bloem, J. Monitoring Soil Bacteria with Community-Level Physiological Profiles Using Biolog<sup>TM</sup> ECO-Plates in the Netherlands and Europe, *Applied Soil Eco*, 2016, 97, 23–35, doi:10.1016/j.apsoil.2015.06.007.
320. Maillard, F.; Leduc, V.; Bach, C.; Reichard, A.; Fauchery, L.; Saint-André, L.; Zeller, B.; Buée, M. Soil Microbial Functions Are Affected by Organic Matter Removal in Temperate Deciduous Forest, *Soil Biology and Bioche*, 2019, 133, 28–36, doi:10.1016/j.soilbio.2019.02.015.
321. Clivot, H.; Pagnout, C.; Aran, D.; Devin, S.; Bauda, P.; Poupin, P.; Guérol, F. Changes in Soil Bacterial Communities Following Liming of Acidified Forests, *Applied Soil Eco*, 2012, 59, 116–123, doi:10.1016/j.apsoil.2011.09.010.
322. Jurkšienė, G.; Janušauskaitė, D.; Baliuckas, V. Microbial Community Analysis of Native *Pinus Sylvestris* L. and Alien *Pinus Mugo* L. on Dune Sands as Determined by Ecoplates, *Forests*, 2020, 11, 1202, doi:10.3390/f11111202.