

Ancuța FEDORCA

---



Seria a II-a

LUCRĂRI DE CERCETARE

## CONECTIVITATE ȘI CONSERVARE

PUBLICATĂ DE INSTITUTUL NAȚIONAL DE CERCETARE-DEZVOLTARE  
ÎN SILVICULTURĂ „MARIN DRĂCEA” - INCDS

**Adresa:** Bd. Eroilor nr. 128  
Voluntari, 077190, Ilfov  
**Tel./Fax:** 021 350 32 40 / 021 350 32 45  
**E-mail:** comunicare@icas.ro.  
**Site:** www.editurasilvică.ro; www.icas.ro.

Referenți științifici:

*prof. univ. dr. hab. Ovidiu Ionescu*

*prof. univ. dr. Ileana Pătru-Stupariu*

Universitatea Transilvania din Brașov,  
Facultatea de Silvicultură și Îmbunătățiri Forestiere,  
Brașov, România  
Universitatea din București,  
Facultatea de Geografie,  
Departamentul de Geografie Regională și Mediu  
București, România

Tipărirea lucrării a fost finanțată prin Programul-Nucleu BIOSERV 12N/2019, finanțat de Ministerului Cercetării, Inovării și Digitalizării, prin proiectele PN 19070601.

Copertă: Eliza-Maria Cosma  
Tehnoredactare: Eliza-Maria Cosma  
Foto: Ancuța Fedorca

**CONECTIVITATE ȘI CONSERVARE**  
**-carte electronică online-**

Seria MANUALE, TRATATE , MONOGRAFII





Ancuța FEDORCA

**CONECTIVITATE ȘI CONSERVARE**  
**-carte electronică online-**

**ISBN 978-606-8020-80-8**



**SILVICĂ**

Voluntari | 2022



## CUVÂNT ÎNAINTE

Conectivitatea și conservarea reprezintă un domeniu în continuă dezvoltare, care acoperă cerințe vaste pentru a menține, îmbunătăți și/sau restabili fluxurile naturale și dinamica proceselor. Menținerea conectivității reprezintă piatra de temelie în vederea asigurării vitalității speciilor și habitatelor, iar dezvoltarea sustenabilă reprezintă singura șansă de a coexista pe termen lung. Având în vedere provocările societății noastre, dar și șansa de a beneficia de tehnici și aparatură de ultimă generație, putem să ne dezvoltăm “inteligent” astfel încât să lăsăm moștenire generațiilor următoare bogăția naturii.

Avem șansa să locuim într-o țară în care biodiversitatea este la cote ridicate, speciile încă se mișcă liber, fără a avea obstacole permanente și habitate fragmentate pe suprafețe mari. Tocmai de aceea misiunea noastră este una foarte dificilă, pentru că trebuie să ne asigurăm că nu împiedicăm dezvoltarea economică a țării, dar totodată suntem datori să menținem bogăția pe care am fost privilegiați să o primim.

Pentru îndeplinirea acestei misiuni, acest suport de curs prezintă principiile de bază ale conectivității și conservării, modalitatea de desemnare a coridoarelor ecologice, tehnicile de analiză și modelare a rețelelor ecologice, precum și măsurile de atenuare, de management și de monitorizare.

Rolul cursului este să ajute la formarea de specialiști și experți care să acționeze în teritoriu în vederea menținerii și refacerii conectivității, oferind o bază importantă de pornire cu informații de ultimă actualitate preluate de la nivel internațional.

În calitatea mea de coordonator al grupului european de specialiști în conectivitate și conservare (IUCN WCPA connectivity conservation specialist group), am avut șansa de a participa activ la elaborarea ghidului *Guidelines for conserving connectivity through ecological networks and corridors* (Hilty et al. 2020) încă din anul 2016, fiind parte a unui efort global de mare amploare alături de alte sute de experți în conectivitate și conservare.

De asemenea, pioneratul în conectivitate și conservare a avut la bază și proiectul COREHABS (coridoare ecologice pentru habitate și specii în România) în care au fost implicați mai bine de 60 de experți români din 6 instituții diferite. Rezultatele acestuia având rezonanță internațională și constituind o bază teoretică valoroasă.

Continuarea proiectului COREHABS a avut loc în cadrul inițiativei europene BEARCONNECT (Conectivitatea funcțională și sustenabilitatea rețelei ecologice europene – studiu de caz al ursului brun), care are șase instituții

partenere. Țara noastră, prin intermediul subsemnatei, a coordonat întregul proces de analiză și implementare a know-how-ului legat de coridoare și rețele ecologice, proiectul finalizându-se cu un workshop de talie internațională în poiana brașov.

Notă: acest suport de curs are la bază o documentație complexă, rezultată în cadrul implementării mai multor proiecte de cercetare naționale și internaționale, dar și a numeroaselor colaborări internaționale, în care au fost implicați foarte mulți experți. Autoarea le transpune și analizează în cadrul acestui suport de curs pentru a oferi o bază didactică în domeniul conectivității și conservării, fără a își însuși drepturile de autor asupra materialelor originale.

## CUPRINS

CUVÂNT ÎNAINTE .....	5
INTRODUCERE ÎN CONECTIVITATE ȘI CONSERVARE .....	11
1. DEFINIȚII, CONCEPTE ȘI TEORII PRIVIND CONECTIVITATEA ȘI CORIDOARELE ECOLOGICE .....	17
1.1. Conectivitate, definiție și concept – extras din literatura de specialitate.....	21
1.1.1. Conectivitate structurală .....	22
1.1.2. Conectivitate funcțională .....	23
1.2. Ce este un coridor ecologic? .....	24
1.3. Clasificarea coridoarelor ecologice conform <i>European corridors:         Strategies for corridor development for target species</i> .....	27
1.4. Clasificarea coridoarelor ecologice în funcție de obiective conform Hilty <i>et al.</i> 2020 .....	30
1.5. Desemnarea coridoarelor ecologice conform Hilty <i>et al.</i> 2020.....	31
1.6. Alte principii în vederea selectării coridoarelor ecologice care țin de cerințele speciilor .....	40
2. SETURI DE DATE, INSTRUMENTE NECESARE PENTRU MODELAREA CONECTIVITĂȚII ȘI CRITERII NECESARE PENTRU IDENTIFICAREA CORIDOARELOR ECOLOGICE.....	43
2.1. Pierderea habitatului și fragmentarea.....	43
2.2. Configurația peisajului .....	45
2.3. Soft-uri de specialitate utilizate în modelarea coridoarelor ecologice și a rețelelor ecologice .....	56
2.4. Criterii teoretice necesare pentru identificarea coridoarelor ecologice .....	59
2.4.1. Criterii biologice.....	59
2.4.1.1. Specia focală .....	59
2.4.1.2. Mișcarea speciilor .....	63
2.4.1.3. Dimensiunea coridoarelor.....	63
2.4.1.4. Continuitatea coridorului.....	65
2.4.1.5. Calitatea coridoarelor .....	66
2.4.1.6. Topografia terenului.....	67
2.4.1.7. Criterii socio-politice.....	68

2.5. Date necesare pentru identificarea coridoarelor ecologice .....	69
2.6. Identificarea coridoarelor .....	70
2.7. Identificarea speciilor focale, a habitatelor și a proceselor ecologice .....	71
2.8. Verificarea în teren a zonelor rezultate.....	72
<b>3. MANAGEMENTUL CORIDOARELOR ECOLOGICE.....</b>	<b>73</b>
3.1. Măsuri de management ale coridoarelor ecologice .....	73
3.1.1. Măsuri pentru refacerea, îmbunătățirea, menținerea conectivității coridoarelor.....	73
3.1.2. Refacerea și restaurarea conectivității în zone cu infrastructură construită .....	74
3.1.3. Menținerea conectivității în zonele în care se planifică dezvoltarea infrastructurii.....	81
3.1.4. Realizarea și întreținerea structurilor de trecere pentru animale.....	81
3.1.5. Reducerea fragmentării cauzate de schimbarea modului de utilizare a terenurilor .....	83
3.2. Măsuri pentru menținerea funcției de habitat a coridoarelor.....	84
3.3. Măsuri pentru menținerea rolului de barieră sau filtru a coridoarelor.....	85
3.4. Măsuri pentru menținerea rolului de receptor/sursă.....	86
<b>4. ANALIZA CONTEXTULUI POLITICILOR INTERNAȚIONALE PRIVIND CONECTIVITATEA ȘI CONSERVAREA.....</b>	<b>87</b>
4.1. Cadrul general .....	87
4.2. Contextul național .....	91
4.3. Cadrul legislativ și instrumente existente .....	92
4.4. Politici intersectoriale .....	95
4.5. Integrarea politicilor și implementarea politicilor: bariere și factori posibili în județul Brașov .....	97
<b>5. POLITICI SECTORIALE RELEVANTE PENTRU IMPLEMENTAREA CORIDOARELOR ECOLOGICE.....</b>	<b>99</b>
5.1. Strategia națională și planul de acțiune pentru conservarea biodiversității 2013 – 2020 (SNPACB) .....	102
5.2. Dezvoltarea teritorială a României.....	110
5.3. Amenajarea teritoriului și urbanism .....	114

5.4. Dezvoltarea infrastructurii de transport.....	115
5.5. Gospodărirea apelor.....	120
5.6. Păduri și vânătoare .....	127
5.7. Agricultură.....	141
<b>6. MĂSURI DE CONSERVARE/RECOMANDĂRI PENTRU R IDENTIFICAREA, CREAREA ȘI IMPLEMENTAREA REȚELEI DE CORIDOARE ECOLOGICE.....</b>	<b>151</b>
6.1. Dezvoltarea infrastructurii rutiere .....	152
6.2. Amenajarea teritoriului și urbanism .....	164
6.3. Gospodărirea apelor.....	165
6.4. Managementul forestier și cinegetic.....	166
6.5. Agricultură.....	168
6.6. Măsuri generale .....	169
<b>7.STUDII DE CAZ .....</b>	<b>171</b>
7.1. Modele de rezistență ale peisajului la mișcarea speciilor de carnivore și ierbivore .....	171
7.1.1. Documentarea caracteristicilor etologice și a cerințelor ecologice.....	171
7.1.2. Stabilirea eșantionajului.....	173
7.1.3. Colectarea datelor din teren .....	174
7.1.4. Modelarea mișcării speciilor și evaluarea potențialului de mișcare.....	177
7.2.Studiu de caz complex cu modele de rezistență ale peisajului la mișcarea și determinare flux de gene pentru speciile de carnivore și ierbivore .....	199
7.2.1.Documentarea caracteristicilor etologice și a cerințelor ecologice .....	199
7.2.2. Colectarea datelor din teren .....	199
7.2.3. Modelarea mișcării speciilor și evaluarea potențialului de mișcare în sezonul de toamnă.....	201
7.2.4. Caracterizarea structurală a coridoarelor ecologice locale delimitate în teren.....	213
7.2.4.1.Analiza potențialului de mișcare din primăvară la nivelul zonei de studiu (DN1 Comarnic – Brașov) și DN 73 A, prin integrarea rezultatelor colectate în cadrul proiectelor anterioare. ....	213

7.2.4.2. Analiza potențialului de mișcare din toamnă la nivelul zonei de studiu (DN1 Comarnic – Brașov) și DN 73 A prin integrarea rezultatelor obținute în determinarea zonelor care sunt funcționale atât din punct de vedere al structurii cât și al calității..	215
7.2.5. Caracterizarea conectivității funcționale a coridoarelor ecologice locale din cadrul rețelei de conectivitate prin analizarea probelor colectate non-invaziv ..	219
7.2.6. Analiza structurii populaționale și a fluxului de gene cu implicații directe pentru conectivitatea funcțională.....	221
7.2.7. Analiza integrată a conectivității funcționale și structurale ..	233
BIBLIOGRAFIE GENERALĂ selectivă și recomandări lectură.....	242



## INTRODUCERE ÎN CONECTIVITATE ȘI CONSERVARE

La nivel European, una dintre cele mai consistente amenințări la adresa conservării biodiversității o reprezintă fragmentarea habitatelor (Seiler & Folkeson 2006), dar și impactul modificărilor climatice asupra acestora (Hodgson et al. 2009). Conform MEA (Duraiappah et al. 2005), Europa este continentul cel mai fragmentat (din punct de vedere al ecosistemelor), astfel încât mai mult ca oricând este necesară o abordare la nivel regional și continental, care să permită conectarea prin diferite mijloace a sistemelor ecologice în cadrul rețelilor de arii naturale.

În multe dintre documentele UE (directiva Pasari 79/409 CEE, Habitate 92/43 CEE) se discuta despre necesitatea identificării coridoarelor ecologice și a realizării de investiții în infrastructura albastră-verde (eng. *blue green infrastructure*) ca un pas important și strict necesar în protejarea capitalului natural și asigurarea unei creșteri economice inteligente, durabile și incluzive.

Prin urmare, metodologiile de identificare, evaluare, monitorizare și activitățile principale de management pentru coridoarele ecologice sunt instrumente esențiale pentru integrarea obiectivelor de conservare a biodiversității în principalele politici sectoriale, cum sunt agricultura, silvicultura, managementul resurselor de apă și pescuitul, politica regională și politica de coeziune, atenuarea schimbărilor climatice și adaptarea la acestea, transportul, politicile energetice,

Conform *IUCN Guidelines for conserving connectivity through ecological networks and corridors*, coridoarele ecologice se definesc astfel:

**Coridorul ecologic** este un spațiu geografic clar definit, care este guvernat și gestionat pe termen lung pentru a menține sau a restabili eficient conectivitatea ecologică. Următorii termeni sunt adesea folosiți în mod similar: „legături”, „pasaje sigure”, „arii de conectivitate ecologică”, „zone de conectivitate ecologică” și „zone permeabile”.

**Spațiu geografic clar definit** include uscatul, apele interioare, zonele marine și de coastă, sau o combinație a două sau mai multe dintre acestea.

**Clar definit** este spațiul cu granițe convenite și delimitate spațial (cadastral).

**Conectivitate ecologică** reprezintă mișcarea fără obstacole a speciilor și a fluxului proceselor naturale care susțin viața pe Pământ (Convention on Migratory Species, 2020).

de prevenire a dezastrelor și de utilizare a terenurilor.

Rețelele ecologice (Hilty et al. 2020) sunt compuse din unități de bază ale conservării și anume:

- 1) arii protejate,**
- 2) OECM**
- ambele conectate prin intermediul**
- 3) coridoarelor ecologice.**

O **rețea ecologică pentru conservare** este un sistem de habitate (arii protejate, OECM și alte zone naturale intacte), conectate prin intermediul **coridoarelor ecologice**, fiind stabilite sau restaurate după cum este necesar pentru a menține și pentru a conserva diversitatea biologică în sisteme care au fost supuse fragmentării.

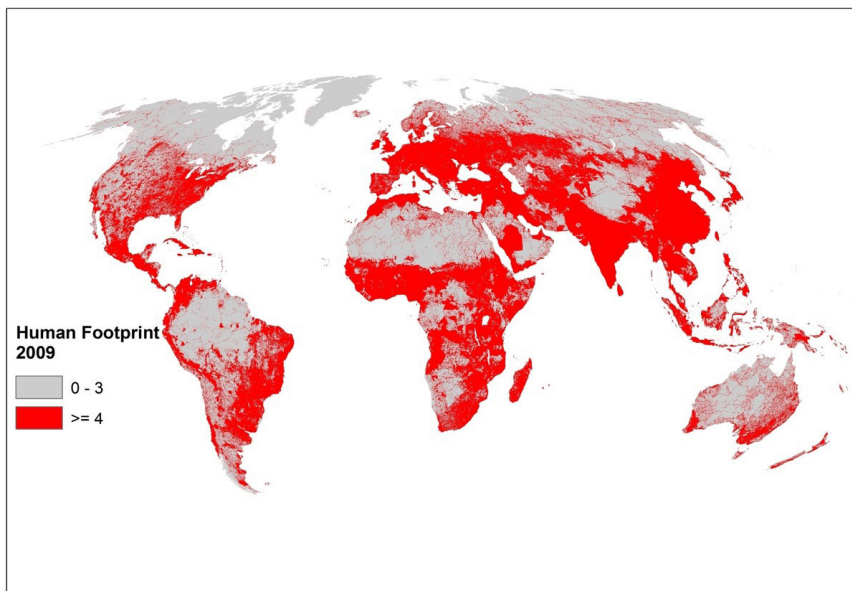
**Ariile protejate** sunt: zone geografice clar definite, recunoscute, dedicate și gestionate, prin mijloace legale sau alte mijloace eficiente, pentru a realiza pe termen lung conservarea naturii cu serviciile ecosistemice și valorile culturale asociate (Dudley 2008, Stolton et al. 2013).

**OECM** (alte arii bazate pe măsuri efective de conservare) altele decât ariile protejate, care sunt guvernate și manageriate în moduri care duc la atingerea și susținerea beneficiilor pe termen lung a conservării biodiversității *in situ*, cu funcțiile și serviciile ecosistemice asociate și, acolo unde este aplicabil, cu conservarea valorilor culturale, spirituale, socio-economice și a altor valori relevante (IUCN WCPA, 2019).

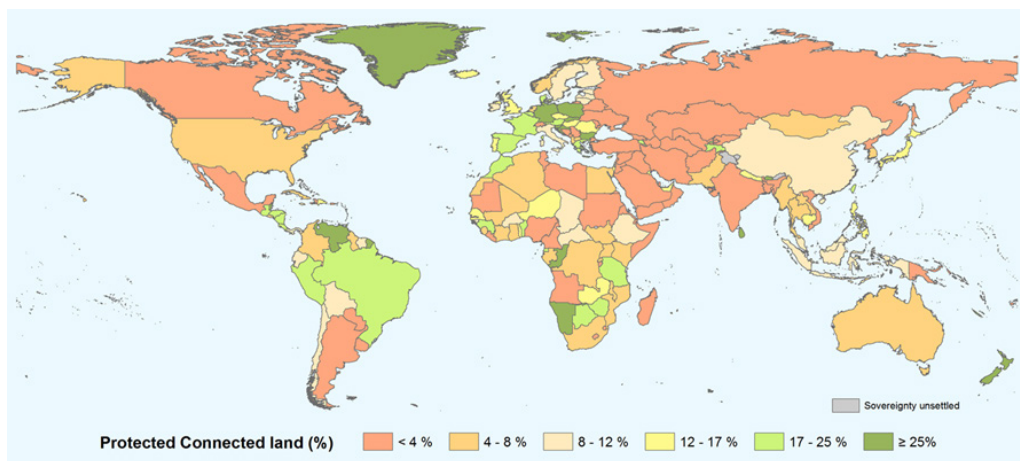
**Coridorul ecologic:** este un spațiu geografic clar definit, care este guvernat și gestionat pe termen lung pentru a menține sau a restabili eficient conectivitatea ecologică. Următorii termeni sunt adesea folosiți în mod similar: „legături”, „pasaje sigure”, „arii de conectivitate ecologică”, „zone de conectivitate ecologică” și „zone permeabile”.

Fragmentarea atinge cote înalte la nivel global, mai ales în zonele dezvoltate, așa cum reflectă studiul elaborat de către Watson et al. 2016 (Fig. 1), aproximativ 50% din planetă revine peisajelor antropizate. Autorii atrag atenția asupra faptului că în timp ce creșterea recentă a numărului ariilor protejate reprezintă o realizare notabilă în materie de conservare, convențiile internaționale și mecanismele de finanțare asociate ar trebui să acorde prioritate zonelor în care habitatele se pierd rapid.

Conform studiilor elaborate de către Saura et al. 2017 și Saura et al. 2018, un procent redus de arii protejate sunt conectate (9.3-11.7%) și asigură un fluxul necesar pentru a menține și pentru a conserva diversitatea biologică.

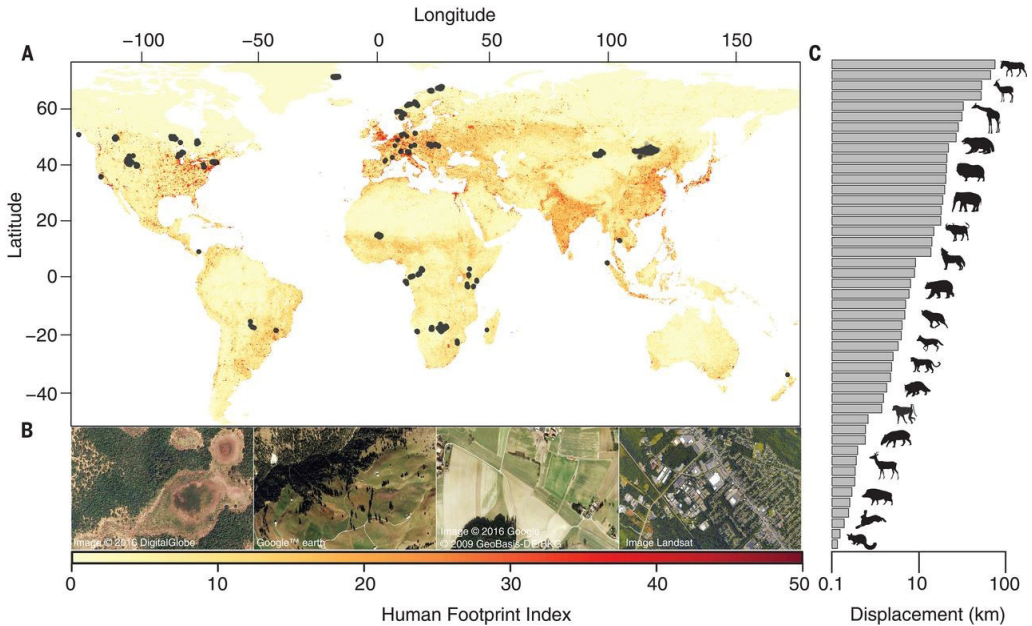


**Fig. 1.** Gradul de antropizare reprezentat în studiul elaborat de către Watson et al. 2016 - 50% din planetă este ocupată de peisaje antropizate.



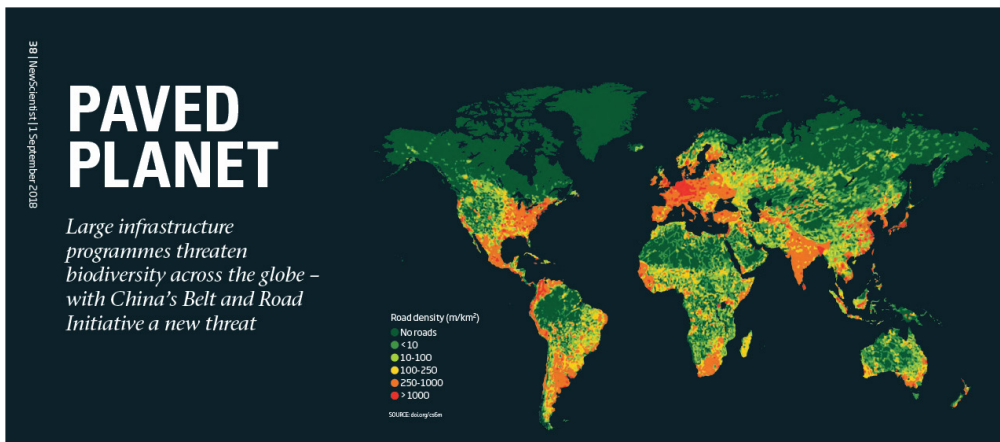
**Fig. 2.** Reprezentarea conectivității zonelor protejate în cadrul studiilor elaborate de către Saura et al. 2017 și Saura et al. 2018 - doar 9.3-11.7% zone terestre sunt conectate.

Așa cum este prezentat de către Tucker et al. 2018, mișcările mamiferelor în zone cu o amprentă umană relativ mare au fost în medie de la jumătate până la o treime din amploarea mișcărilor lor în zone cu o amprentă umană scăzută. S-a identificat, astfel, modificarea etologiei speciilor prin reducerea mișcărilor pe distanțe lungi în zonele cu impact uman ridicat.



**Fig. 3.** Reducerea mișcării speciilor sălbatice în funcție de amprenta umană în cadrul studiului elaborat de către Tucker et al. 2018.

Până în anul 2000, aproximativ 12 milioane de km de drumuri au fost construite, iar 25 de milioane de km de drumuri sunt estimați că urmează să fie construiți până în anul 2050 (sursa CIA. The World Factbook. [www.cia.gov/library/publications/the-world-factbook/rankorder/2085rank.html](http://www.cia.gov/library/publications/the-world-factbook/rankorder/2085rank.html)), dintre care 90% vor fi localizate în țările subdezvoltate sau în curs de dezvoltare.



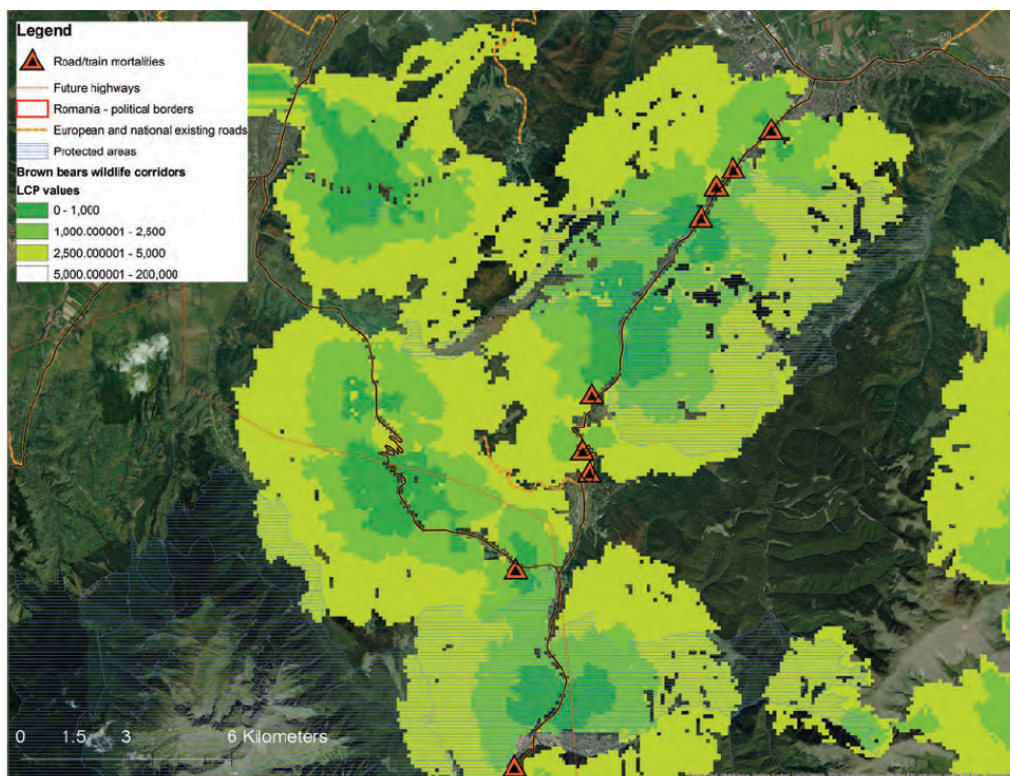
**Fig. 4.** Densitatea drumurilor reprezentată la nivel global (CIA. The World Factbook. [www.cia.gov/library/publications/the-world-factbook/rankorder/2085rank.html](http://www.cia.gov/library/publications/the-world-factbook/rankorder/2085rank.html)).



Se estimează astfel că, în total, drumurile vor totaliza echivalentul

- 835 de ori înconjurul Pământului
- 43 de ori distanța până la lună și înapoi

România este parte din comunitatea internațională privind conectivitatea și conservarea, iar un studiu de caz pentru specia urs, privitor la situația coridoarelor ecologice într-o zona pilot din aria Brașovului a stat la baza analizelor din cadrul ghidului IUCN. Ba mai mult, în țara noastră s-a găzduit primul workshop internațional pentru testarea acestui ghid.



**Fig. 5.** Exemplu cu zona pilot a coridoarelor ecologice pentru specia urs în România în cadrul ghidului elaborat de către Hilty et al 2020.



## 1. DEFINIȚII, CONCEPTE ȘI TEORII PRIVIND CONECTIVITATEA ȘI CORIDOARELE ECOLOGICE

Grupul de Specialiști în Conectivitate și Conservare (Connectivity Conservation Specialist Group) din cadrul World Commission on Protected Areas – Internațional Union for Nature Conservation (IUCN) definește **conservarea conectivității** ca *acțiunea indivizilor, comunităților, instituțiilor și întreprinderilor de a menține, îmbunătăți și restabili fluxurile ecologice, mișcarea speciilor și procesele dinamice în medii intacte și fragmentate. Aceasta reprezintă o strategie inovatoare care reunește o mișcare globală în creștere pentru a proteja interconexiunile vitale ale naturii, oferind un răspuns coordonat pentru protejarea biodiversității și creșterea rezistenței la schimbările climatice.*

Pentru a intra în tematica conservării și conectivității este nevoie să se detalieze câțiva termeni de specialitate:

### Glosar terminologic (RO)

- **Conectivitate ecologică:** Mișcarea nestingherită a speciilor și fluxul proceselor naturale care susțin viața pe Pământ (CMS, 2020).
- **Conservarea conectivității:** Măsură de conservare, în zone naturale interconectate și în medii degradate sau fragmentate de activitățile antropice, și de dezvoltare, cu scopul de a menține și restaura integritatea ecosistemelor naturale afectate, legăturile dintre habitatele critice și faună, precum și procesele ecologice importante pentru bunurile și serviciile livrate naturii și oamenilor (Lauscheet al. 2013).
- **Coridor:** Orice spațiu care facilitează conectivitatea în timp a fragmentelor de habitat (Hilty et al. 2019).
- **Conectivitate ecologică:** Mișcarea populațiilor, indivizilor, genelor, gameților (celulele masculului matur sau celule haploide feminine care se pot uni cu cele de sex opus) și propagule (polen, părțile componente ale plantei și semințe) între populații, comunități și ecosisteme, precum și răspândirea materialului nebiologic dintr-o locație în alta (Hilty et al. 2020).
- **Coridor ecologic:** Spațiu geografic bine definit, nerecunoscut drept „zonă protejată”, sau ca fiind supusă la „alte măsuri de conservare eficientă în funcție de zonă” (OECM sau zonă conservată), administrat sau gestionat pe termen lung cu scopul de a conserva sau restaura conectivitatea ecologică eficientă, care beneficiază de servicii ecologice aferente și care are valori culturale și spirituale proprii (Hilty et al. 2020).

**Rețea ecologică pentru conservare:** Sistem de zone protejate, zone conservate și coridoare ecologice, stabilit pentru a conserva diversitatea biologică (Hilty et al. 2020).

- **Conectivitate funcțională:** Nivelul demonstrat prin dovezi că peisajul terestru sau marin facilitează sau împiedică mișcarea organismelor (Hilty et al. 2019).
- **Legătură:** Deși termenul este utilizat în mod frecvent ca sinonim pentru coridor, „legătură” se referă la regiuni întinse de conectivitate, importante pentru a facilita mișcarea diferitelor specii și pentru a menține procesele ecologice (Hilty et al. 2019).
- **Matrice:** Parte componentă a peisajului terestru, denaturată prin acțiuni antropice și categoria de folosință a terenului, care poate varia de la antropizată la semi-naturală și în care coridoarele și fragmentele de habitat sunt integrate (Meiklejohn, Ament, Tabor 2010).
- **OECM (Alte măsuri de conservare eficiente în funcție de zonă):** Zonă definită geografic, alta decât Zona Protejată, administrată și gestionată pentru a obține rezultate pozitive și pe termen lung pentru conservarea *in situ* a biodiversității cu funcțiile și serviciile de ecosistem aferente și, unde este cazul, valorile culturale, spirituale, socio-economice și locale proprii (IUCN WCPA, 2019).
- **Arie protejată:** Spațiu geografic bine definit, dedicat și administrat prin acte normative sau alte mijloace eficiente pentru a obține conservarea pe termen lung a naturii, cu serviciile de ecosistem și valorile culturale aferente (Dudley 2008, Stolton et al. 2013).
- **Conectivitate structurală:** Măsură a permeabilității habitatului fundamentată pe caracteristicile fizice și disponerea fragmentelor de habitat, a perturbării și a altor elemente de peisaj terestru sau marin considerate importante pentru mișcarea organismelor în mediul lor (Hilty et al. 2019).

### Selecție de definiții europene și naționale

- **Rețea biotică (Germania):** Este “...elaborată pentru deservirea conservării permanente a populației de floră și faună sălbatică, inclusiv locurile în care trăiesc, biotopii și comunități, precum și conservarea, restaurarea și dezvoltarea relațiilor de interacțiune ecologică funcționale...”. “Rețeaua biotică va consta în zone centrale, zone și elemente de conexiune” (Legea federală privind conservarea naturii, 1998).
- **Rețea ecologică europeană coerentă (Uniunea Europeană - UE):** Permite



întreținerea tipurilor de habitat natural și habitatelor speciilor sau, unde este cazul, restaurarea stării de conservare favorabilă în arealul lor natural (UE 1992).

- **Coridor ecologic (Ungaria):** Reprezintă “orice pasaj ecologic constituit din zone naturale și semi-naturale și benzi care să asigure sau să spijine legătura ecologică între teritorii îndepărtate” (Planul spațial natural 1996)
- **Infrastructură verde (UE):** Este rețeaua planificată strategic a zonelor naturale și semi-naturale cu alte caracteristici de mediu elaborate și administrate să livreze o gamă largă de servicii de ecosistem. Aceasta include spațiile verzi (sau albastre, dacă este vorba de ecosisteme acvatice) și alte caracteristici fizice din zonele terestre (inclusiv de coastă) și marine. În plan terestru, infrastructura verde este prezentă în zone rurale și urbane. (UE 2013)
- **Coridoare de migrațiune (Lituania):** Văi, defilee și câmpii glaciare, precum și alte zone în care are loc schimbul intens de substanțe, energie și fluxuri de informație naturală, precum și migrația faunei și a florei. (Legea lituaniană privind zonele protejate 1995)

### Glosar de termeni (ENG)

- **Ecological connectivity:** The unimpeded movement of species and the flow of natural processes that sustain life on Earth (CMS 2020).
- **Connectivity Conservation:** A conservation measure in natural areas that are interconnected and in environments that are degraded or fragmented by human impact and development where the aim is to maintain and restore the integrity of the affected natural ecosystems, linkages between critical habitats for wildlife, and ecological processes important for the goods and services they provide to nature and people (Lausche et al. 2013).
- **Corridor:** Any space that facilitates connectivity over time among habitat patches (Hilty et al. 2020).
- **Ecological Connectivity:** The movement of populations, individuals, genes, gametes (mature male or female haploid germ cell that can unite with another of the opposite sex), and propagules (pollen, plant parts, and seeds) between populations, communities, and ecosystems as well as non-living material from one location to another (Hilty et al. 2020).
- **Ecological Corridor:** A clearly defined geographical space, not recognized as a ‘protected area’ or an ‘other effective area-based conservation measure (OECM or conserved area)’, that is governed and managed over the long-term to conserve or restore effective ecological

connectivity, with associated ecosystem services and cultural and spiritual values (IUCN Draft Guidance, pending publication 2020).

- **Ecological Network for Conservation:** A system of protected areas, conserved areas, and ecological corridors, which is established to conserve biological diversity (IUCN Draft Guidance, pending publication 2020).
- **Functional Connectivity:** The degree to which evidence indicates that landscapes or seascapes facilitate or impede the movement of organisms (Hilty et al. 2019).
- **Linkage:** Although the term is frequently used synonymously with corridor, „linkage” technically refers to broader regions of connectivity important to facilitate the movement of multiple species and maintain ecological processes (Hilty et al. 2019).
- **Matrix:** A component of the landscape, altered from its original state by human land use, which may vary in cover from human-dominated to semi-natural and in which corridors and habitat patches are embedded. (Meiklejohn, Ament, Tabor 2010).
- **OECM (Other Effective Area-Based Conservation Measure):** A geographically defined area other than a Protected Area, which is governed and managed in ways that achieve positive and sustained long-term outcomes for the *in situ* conservation of biodiversity with associated ecosystem functions and services and where applicable, cultural, spiritual, socio-economic, and other locally relevant values (IUCN WCPA 2019).
- **Protected Area:** A clearly defined geographical space, recognised, dedicated and managed, through legal or other effective means, to achieve the long-term conservation of nature with associated ecosystem services and cultural values (Dudley 2008, Stolton et al. 2013). (IUCN Definition).
- **Structural Connectivity:** A measure of habitat permeability based on the physical features and arrangements of habitat patches, disturbances, and other land- or seascape elements presumed to be important for organisms to move through their environment (Hilty et al. 2019).

### **Selected European and Country Definitions**

- **Biotope Network (Germany):** “...designed to serve the enduring conservation of populations of wild fauna and flora, including their living sites and biotopes and communities, as well as the preservation, restoration and development of functioning ecological interaction relationships...The biotope network shall consist of core areas, connecting areas and connecting elements.” (Federal Nature

- Conservation Act 1998)
- **Coherent European Ecological Network (EU):** Enable the natural habitat types and the species' habitats concerned to be maintained or, where appropriate, restored at a favourable conservation status in their natural range (EU 1992).
  - **Ecological Corridor (Hungary):** Any ecological passage made up of natural and near-natural areas and strips which ensure or support the ecological connection between distant territories (National Spatial Plan 1996).
  - **Green Infrastructure (EU):** A strategically planned network of natural and semi-natural areas with other environmental features designed and managed to deliver a wide range of ecosystem services. It incorporates green spaces (or blue if aquatic ecosystems are concerned) and other physical features in terrestrial (including coastal) and marine areas. On land, GI is present in rural and urban settings. (EU 2013)
  - **Migration Corridors (Lithuania):** Valleys, gully systems and ice-walled lake plains as well as other areas wherein intensive exchange of substances, energy and natural information flows and migration of fauna and flora species take place. (Lithuania Law on Protected Areas 1995)

### 1.1. Conectivitate, definiție și concept – extras din literatura de specialitate

“Gradul în care izolarea absolută este prevenită de elemente de peisaj care permit organismelor să se deplaseze între habitate” (Merriam 1984).

“Relația funcțională dintre habitate ca urmare a distribuției spațiale a habitatului și ca răspuns la deplasarea organismelor” (With et al. 1997).

“Conectivitatea ecologică este definită ca fiind capacitatea de a sprijini mișcarea animalelor, fluxul de gene și alte procese ecologice și evolutive, care necesită suprafețe mari de manifestare” (Beier et al. 2011).

Calitatea terenului de a asigura trecerea animalelor (permeabilitatea peisajului) (Singleton et al. 2002).

“<<Landscape connectivity>> este un concept definit la scări multiple, care permite investigarea modului în care interacțiunea dintre abilitățile de deplasare ale diferitelor specii și structura peisajului afectează potențialul de supraviețuire, fluxul genetic și alte procese ecologice cheie în peisajele fragmentate” (Luque et al. 2012).

Conectivitatea peisajului este o proprietate emergentă a interacțiunii între specii și complexe de ecosisteme (Taylor et al. 2006).

“Gradul în care peisajul facilitează sau împiedică libera circulație printre habitatele cu resurse” (Taylor et al. 1993).

Conectivitatea (proxi pentru ratele de imigrație) (Hodgson et al. 2009).

“Legături manifestate între organisme și procesele ecologice cu elemente de peisaj” (Crooks et al. 2006).

**Conectivitatea** rezultă din interacțiunea între procesele de comportament și structura fizică a habitatelor. Este ca urmare o componentă dinamică care este evaluată la scara complexelor de ecosisteme (în strânsă dependență cu anumite specii) și nu este pur și simplu o sumă a unor proprietăți ale habitatelor (Taylor et al. 2006).

În cadrul cercetărilor întreprinse de către Cazacu et al. (2014), focalizate pe determinarea trendului populației de urs din România în perioada 2001-2012, a rezultat o creștere a acestuia în fondurile cinegetice ale județelor Covasna, Harghita și Brașov. La

### 1.1.1. Conectivitate structurală

Conectivitatea structurală măsoară aranjamentul spațial al elementelor de peisaj (de exemplu, tipuri de habitate sau sisteme ecologice) fără a face referire la probabilitatea de circulație a organismelor (sau de transfer de energie, materie și informație) (Crooks&Sanjayan, 2006).

Evaluarea conectivității structurale are ca obiect clasificarea elementelor naturale sau artificiale ale peisajului care pot reprezenta bariere fizice pentru deplasarea indivizilor speciilor-țintă.

Astfel, pentru fiecare specie-țintă, se folosesc grile de evaluare a conectivității relative pentru fiecare categorie de elemente liniare sau de suprafețe de teren.

Conectivitatea structurală este o calitate a elementului fizic, iar costul deplasării exprimă evaluarea probabilității individului de a depăși acest element. Valorile sunt opuse - cu cât permeabilitatea este mai mică, costul deplasării va fi mai mare, și invers.

Reprezentarea permeabilității / a costului deplasării se poate realiza prin atribuirea valorilor din grila specifică unor baze de date – categorii de folosință a terenului, tipuri de vegetație, categorii ale infrastructurii de transport etc – și realizarea unor modele GIS. Acuratețea modelului depinde de gradul de detaliere și actualitate a bazelor de date. Modelele GIS pot interpreta și punctele de prezență ale indivizilor, atât în zona de studiu, cât și prin extrapolarea situațiilor similare din alte zone.

La scară mică, modelarea GIS are rolul de a identifica zonele de interes. Anumite elemente nu pot fi interpretate detaliat doar prin interogarea bazelor de date GIS uzuale – de exemplu natura și rezoluția imaginilor satelitare disponibile

în prezent nu permit identificarea barierelor fizice de tipul taluzurilor, parapetelor, gardurilor etc. Pentru analiza permeabilității la scară mare este foarte importantă cartarea în teren și introducerea în modelul GIS a acestor elemente critice. Astfel, cartarea permeabilității structurale presupune, în fapt, o combinație a evaluării GIS și a colectării datelor din teren. De asemenea, modelul GIS al permeabilității structurale va trebui validat / rafinat după verificări în teren, folosind aceleași grile de clasificare.

### **1.1.2. Conectivitate funcțională**

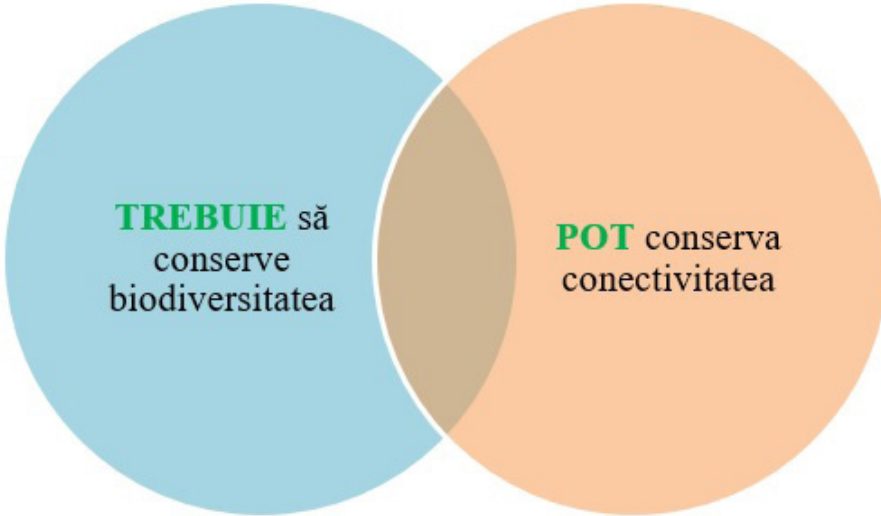
Conectivitate funcțională include cel puțin unele aspecte ale răspunsului comportamental al indivizilor, speciilor sau al proceselor ecologice la structura fizică a peisajului (Crooks și Sanjayan 2006).

Dacă conectivitatea structurală exprimă posibilitatea unui individ de a se deplasa în siguranță prin zona studiată, ea nu surprinde și efectele unor activități care pot perturba sau împiedica deplasarea indivizilor. Evaluarea acestor factori oferă o imagine despre conectivitatea funcțională – măsura în care un anumit coridor este / poate fi utilizat de indivizi ai speciilor-țintă.

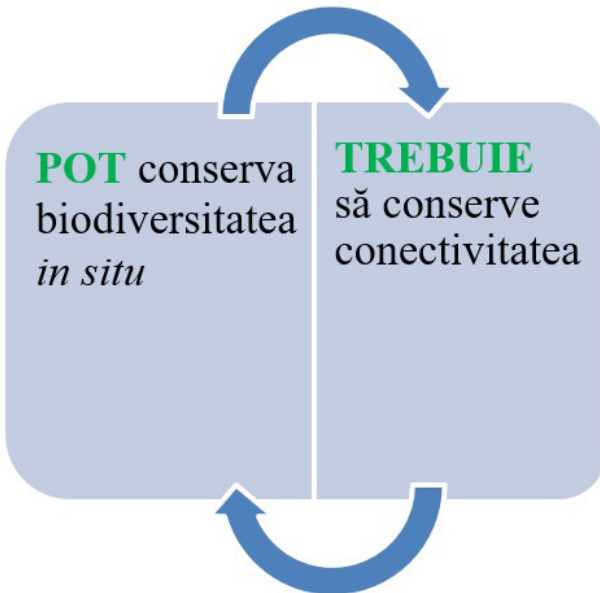
Evaluarea se poate face plecând de la o abordare similară celei folosite pentru cartarea elementelor structurale, respectiv clasificarea activităților cu impact pentru fiecare specie și reprezentarea locației și intensității impactului. Dezavantajul acestei metode este acela că presupune o cunoaștere în detaliu a zonei și a dinamicii activităților antropogenice și cuantificarea reală a impactului acestora. De asemenea, este o metodă indirectă, neoferind informații despre utilizarea efectivă a zonei de către speciile-țintă. În schimb, dacă este cuplată cu documentarea prezenței indivizilor speciilor-țintă în zona de studiu, poate aduce informații valoroase atât în privința funcționalității coridorului la momentul în care au fost făcute observațiile, cât și despre fundamentarea evoluției funcționalității coridorului sub influența dinamicii activităților cu impact. Documentarea prezenței speciilor-țintă se poate face din colectarea datelor existente (raportări, studii) și/sau în teren prin observații directe sau folosind aparate de înregistrare - camere foto-video.

## 1.2. Ce este un coridor ecologic?

Relația dintre ariile protejate și OECMs în ceea ce privește conservarea (Hilty *et al.* 2020)



Rolul coridoarelor ecologice în ceea ce privește conservarea (Hilty *et al.* 2020).



**Coridorul ecologic** este un spațiu geografic clar definit, care este guvernat și gestionat pe termen lung pentru a menține sau a restabili eficient conectivitatea ecologică. Următorii termeni sunt adesea folosiți în mod similar: „legături”, „pasaje sigure”, „arii de conectivitate ecologică”, „zone de conectivitate ecologică” și „zone permeabile” (Hilty *et al.* 2020).

## Alte definiții:

Coridoarele ecologice sunt structuri variabile de mediu, altele decât fragmentele de habitat, de mărimi și forme variabile, reprezentând legături care străbat habitatul, care au ca scop menținerea sau restabilirea acestuia. Conexiunile ecologice între fragmentele de habitat au existat întotdeauna în habitatele naturale, cele mai concrete fiind rutele de migrație pentru păsări, rutele furnicilor, rutele bursucilor și coridoarele de pe râuri pentru migrația peștilor (somon sau țipar). În zilele noastre, cele mai întâlnite coridoare ecologice sunt în primul rând rezultatul perturbărilor antropice, iar conectivitatea lor variază. Astăzi, natura are nevoie de diferite tipuri de coridoare ecologice care au un rol complementar într-o mare de insule de habitate interconectate, de aceea, ca și alte folosințe ale terenului, acestea necesită planificate.

Termenul de coridor a apărut foarte devreme în literatura de specialitate și făcea referire la dispersii de mare amploare (Simpson 1936). Termenul actual de utilizare al coridoarelor ecologice a fost recomandat de Preston (1960) care a atribuit cele mai semnificative proprietăți în dinamica spațială a populațiilor, astfel, permițând scăderea lor se sporește șansa de supraviețuire a unor populații mai mici între spații conservate de habitat. Natura coridoarelor ecologice și eficiența acestora în interconectarea și întrepătrunderea fragmentelor de habitat disponibil depinde de originea și de folosința mozaicată a terenului în care sunt implementate (Forman 1983).

Acestea au ca și obiectiv principal facilitarea dispersiei și reducerea riscului de dispariție a unor specii datorat fragmentării excesive a habitatului și izolării unor populații.

**Coridorul ecologic** - zona naturală sau amenajată care asigură cerințele de deplasare, reproducere și refugiu pentru speciile sălbatice terestre și acvatice și în care se aplică unele măsuri de protecție și conservare (Ordonanța de urgență nr 57/20 iunie 2007).

**Coridorul ca habitat** - Coridorul ecologic oferă condiții de adăpostire (locuire) pentru specii de animale și plante, acestea cuprinzând adesea zone mari de teren, astfel că, în plus față de rolul lor de creștere a conectivității la scară largă, reprezintă, în fapt, habitate pentru plante și animale (Bennett 2003). Un exemplu în acest sens este reprezentat de sistemele ripariene, ce formează ecosisteme naturale ce îndeplinesc rolul de coridor ecologic facilitând conexiuni pe distanțe mari.

**Coridorul ca barieră sau filtru.** În același timp un coridor poate fi, în anumite cazuri, o barieră parțială sau completă în mișcarea organismelor sau a materialelor. Elementele natural-lineare, cum ar fi râurile pot limita capacitatea de dispersie a populațiilor care pot duce chiar la definirea unor noi unități taxonomice (subspecii sau specii), în cazul unei izolări complete a populațiilor (Bennett 2003).

### **Coridorul ecologic ca sursă sau ca receptor (source or sink)**

Coridorul ecologic poate reprezenta o sursă de la care organismele se răspândesc în zonele înconjurătoare sau „*sink*”, caz în care coridorul devine dependent pentru organismele care sosesc din altă parte (Pulliam 1988). Populațiile „*sink*” sunt acele populații în care mortalitatea depășește natalitatea și existența populației depinde de un flux regulat de noi exemplare (Pulliam 1988). Este important să se identifice habitatele în care există populații sursă, iar acestea să devină obiective prioritare pentru acțiunile de conservare.

Fiecare dintre aceste funcții ale unui coridor pot fi îndeplinite sau nu. De exemplu, funcția de deplasare are un impact pozitiv (atunci când susține deplasarea speciilor), dar poate avea un impact negativ atunci când contribuie la mortalitatea acestora prin facilitarea apariției bolilor sau dăunătorilor (Simberloff & Cox 1987). Coridoarele care păstrează elemente nutritive în exces reprezintă o sursă benefică pentru ecosistemele acvatice (Binford & Buchenau 1993). Dacă un coridor este prea îngust, el poate induce mortalitate pentru fauna sălbatică, prin creșterea vulnerabilității în fața prădătorilor (Simberloff & Cox 1987, Thorne 1993). Ca o sumarizare, funcțiile pe care un coridor le îndeplinește depind de interacțiunea cu alte tipuri de sisteme ecologice, precum și de dinamica proceselor interne.

Pe lângă funcțiile de bază (de mișcare, barieră, habitat, sursă/receptor), coridoarele pot oferi alte avantaje, cum ar fi furnizarea de valori estetice, servicii ecosistemice, protejarea valorilor culturale și crearea de posibilități de recreere (Ahern 1995, Fabos 2004).



### 1.3. Clasificarea coridoarelor ecologice conform European corridors: Strategies for corridor development for target species

În conformitate cu **funcțiile** îndeplinite, coridoarele ecologice se împart în 3 mari categorii

*i. Coridoare de mișcare:* sunt utilizate pentru mișcările regulate ale indivizilor (reproducere, repaus, hrănire). Acestea leagă părți ale habitatului care au diferite funcții din teritoriul unui sau mai multor indivizi. Acestea ajută la mișcările zilnice dintre aceste elemente și acționează benefic în reducerea mortalităților, oferă orientare și facilitează mișcarea. În zilele noastre aceste mișcări sunt restricționate la distanțe scurte (până la câțiva kilometrii), pentru vertebrate, sau câțiva zeci de kilometri pentru specii cu rază mai mare de acțiune.

*ii. Coridoare de migrare:* sunt utilizate pentru mișcările anuale de migrare între 2 zone cu resurse de hrană diferite în timpul unui an calendaristic. Procesul biologic de migrare este principala activitate adaptativă la condițiile naturale de mediu pentru numeroase specii. Cele mai cunoscute migrații sunt cele ale păsărilor și ale peștilor.

*iii. Coridoare de dispersie:* acestea sunt folosite unidirecțional de către indivizi (de obicei de juvenili în căutarea unui teritoriu pe care să îl ocupe sau pentru schimbarea locurilor de reproducere). Dispersia este un proces esențial care conduce la imigrarea indivizilor în alte populații sau la colonizare unor noi habitate.

#### După forma coridoarele se pot clasifica astfel:

- A. Coridor tip linie (eng. line corridor)
- B. Coridoare tip linie cu noduri (eng. line corridor with nodes)
- C. Coridoare întrerupte (eng. stepping-stones)
- D. Coridoare de tip „landscape”

În funcție de scara la care se abordează problema conectivității, coridoarele pot fi clasificate în următoarele categorii:

*i. Coridoare ecologice de nivel național* au ca scop asigurarea conectivității între zone nucleu caracterizate de existența unor suprafețe mari de ecosisteme/ complexe, de ecosisteme nealterate sau cu impact antropic redus, cu valoare mare din punct de vedere al biodiversității, în vederea menținerii pe termen lung a unor populații viabile de specii sălbatice și a unor habitate naturale reprezentative la nivel național/comunitar/internațional.

Coridoarele ecologice de nivel național asigură conectivitatea între zone nucleu (arii naturale protejate de importanță națională sau internațională, sau alte zone cu valoare ridicată din punct de vedere al diversității biologice) cu

o suprafață mare (peste 1000 km<sup>2</sup>) sau contribuie la asigurarea conectivității rețelelor ecologice la nivel European/internațional.

Din punct de vedere al ierarhizării în funcție de dimensiuni, această categorie de coridoare ecologice, conform clasificării lui Jongman (1995), constituie componente ale rețelelor ecologice de nivel: a) Mega-scară: *sisteme naturale foarte mari* (>10000 km<sup>2</sup>); b) Macro-scară: *sisteme naturale mari* (>1000 km<sup>2</sup>) unite prin *coridoare largi sau prin zone de pasaj* (lățime >10 km).

**ii. Coridoarele ecologice de nivel regional** au ca scop asigurarea conectivității între zone nucleu caracterizate de existența unor suprafețe medii de ecosisteme/ complexe de ecosisteme nealterate sau cu impact antropic redus, dar și semi-naturale, pentru menținerea pe termen lung a unor populații viabile de specii sălbatice și habitate naturale la nivelul unor regiuni geografice/biogeografice, precum și îmbunătățirea funcțiilor și serviciilor asigurate de aceste ecosisteme.

Coridoarele ecologice de nivel regional asigură conectivitatea între zone nucleu cu o suprafață medie (10 - 1000 km<sup>2</sup>), fiind elemente ale rețelelor ecologice de nivel regional.

Din punct de vedere al ierarhizării în funcție de dimensiuni, această categorie de coridoare ecologice (Jongman 1995) constituie componente ale rețelelor ecologice de nivel c) mezo-scară: *sisteme naturale de mărime medie* (10 - 1000 km<sup>2</sup>) și coridoare de legătură/dispersie/migrare între aceste zone (lățime 0,1 - 10 km).

**iii. Coridoarele ecologice de nivel local** au ca scop asigurarea conectivității între zone nucleu cu suprafețe mici în vederea menținerii/îmbunătățirii stabilității ecologice la nivel local, a funcțiilor ecosistemelor și a proceselor esențiale pentru speciile sălbatice și habitatele naturale protejate din aceste zone.

Coridoarele ecologice de nivel local asigură conectivitatea între zone nucleu cu o suprafață mică (<10 km<sup>2</sup>), fiind elemente ale rețelelor ecologice de nivel local.

Din punct de vedere al ierarhizării în funcție de dimensiuni, această categorie de coridoare ecologice, conform clasificării lui Jongman (1995), constituie componente ale rețelelor ecologice de nivel micro-scară: *sisteme naturale de mărime mică* (<10 km<sup>2</sup>) și coridoare de legătură/dispersie între aceste zone (lățime <0,1 km).

Întrebări pe care trebuie să le avem în vedere la proiectare unui coridor ecologic:

- *Care sunt speciile (grupurile de specii) care utilizează coridorul?*
- *Cât utilizează speciile un coridor și care este rata de mișcare*

*în interiorul coridorului?*

- *Cum modifică schimbarea proprietăților unui coridor (forma, lățimea, lungimea, localizarea și compoziția vegetației) folosirea acestuia de către specii sau grupuri de specii?*

- *Cerințele referitoare la specie și habitat afectează utilitatea coridoarelor? (de exemplu, o anumită specie sau un grup de specii are capacitatea de a distinge și de a utiliza un coridor?)*

- *Coridoarele vor asigura căi de circulație pentru speciile exotice și pentru boli, precum și pentru speciile native?*

- *Ce tipuri de mișcare și ce habitat doriți să se conserve în cadrul coridoarelor; care sunt obiectivele de conservare pentru un anumit coridor?*

#### **1.4. Clasificarea coridoarelor ecologice în funcție de obiective conform Hilty et al. 2020**

Exemple de obiective ecologice de conectivitate:

**Coridoare pentru mișcarea indivizilor:** facilitează mișcarea indivizilor în dispersie.

**Schimbul de informație genetică:** pentru a favoriza mișcarea indivizilor care au fost separați de infrastructură sau dezvoltare.

**Migrația:** Pentru a asigura căile de migrație.

**Mișcările multi-generaționale:** pentru a oferi habitatele necesare mai multor generații.

**Menținerea/restaurarea proceselor:** restaurarea funcției hidrologice și asigurarea transportului sedimentelor și ciclul nutrienților.

**Adaptarea la schimbările climatice:** pentru a facilita deplasarea speciilor către lanțurile muntoase adiacente prin refacerea zonelor riverane și coridoare în peisaje agricole.

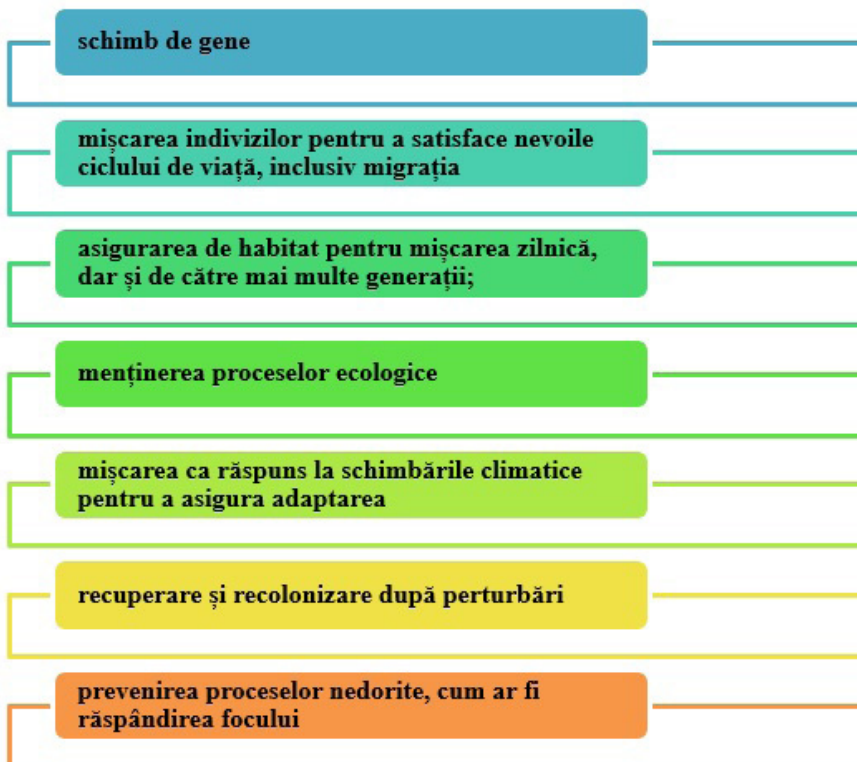
**Favorizarea restaurării:** pentru a servi ca sursă de semințe pentru refacerea arborilor nativi în ariile tăiate din zona forestieră.

**Prevenirea fluxurilor de nedorit:** pentru a reduce riscul de eroziune prin oprirea vitezei crescânde a fluxurilor de apă de suprafață în teren accidentat.

### 1.5. Desemnarea coridoarelor ecologice conform Hilty et al. 2020

**Coridoarele ecologice** nu sunt un substitut al ariilor protejate sau OECMs, ele sunt menite să fie complementare. Scopul acestora este de a menține conectivitatea, în special în regiunile unde nu se impune instituirea unor arii noi protejate sau OECMs, iar conectivitatea este o necesitate pentru a menține elemente și procese. Coridoarele ecologice oferă valori ale conectivității care sunt complementare ariilor protejate și OECMs.

**Obiectivele de conectivitate** ecologică reprezintă pasul critic în documentarea unui coridor ecologic. Conectivitatea poate fi stabilită sau menținută pentru oricare dintre următoarele scopuri sau o combinație a acestora, de reținut este faptul că toate acestea depind de mișcările dintre habitat/e pentru:



**Contribuția în cadrul rețelei ecologice pentru conservare** poate considera date genetice, demografice, comunitare și ecosistemice în funcție de obiectivele de conservare ale rețelei. O diversitate de abordări empirice și modelarea

utilizată pentru a măsura conectivitatea ecologică există deja și fac obiectul cercetărilor pentru a le rafina și extinde. Este necesară documentarea mișcării speciilor dintre ariile protejate, precum și estimarea magnitudinii conectivității. Pe cât posibil se recomandă și documentarea contribuției conectivității în cadrul populației și comunități (de ex. calculul diversității genetice, a mărimii populației și diversitatea speciilor). Evaluarea contribuției coridoarelor ecologice și conectivitatea în cadrul rețelei ecologice ar trebui, atunci când este posibil, să includă performanța rețelei în raport cu un grup de zone protejate neconectate.

**Valorile sociale și economice** au un rol hotărâtor în designul coridoarelor ecologice și creșterea acceptanței sociale, în același timp maximizând eficiența. În unele părți ale lumii, coridoare ecologice mari ar putea fi gestionate în beneficiul persoanelor mobile, care au nevoie de sisteme interconectate pentru a menține mijloacele de trai tradiționale. Acest lucru este relevant în special pentru vânători sau popoarele de păstori care depind de mișcările sezoniere. Coridoarele stabilite pentru fâșii tampon agricole, pot proteja comunitățile riverane și calitatea apei și oferă protecție împotriva inundațiilor cursurilor de apă. Coridoarele ecologice prin zonele agricole pot servi ca sursă de polenizatori pentru culturi.

În stabilirea și gestionarea coridoarelor ecologice este util să se ia în considerare o gamă completă de valori sociale și economice. Dacă urmează să facă parte din planul de management, interacțiunea dintre ele și obiectivele ecologice ar trebui bine înțeleasă. Orice utilizare a unui coridor care susține valorile sociale și economice nu ar trebui să afecteze conectivitatea acestuia.

**Delimitarea** unui coridor ecologic. Limitele acestuia ar trebui să fie convenite de către entitatea sau entitățile care se ocupă de guvernare și gestionare, fie pe uscat, fie în apele interioare, zonele de coastă sau maritime sau orice combinație a acestora. Aceste limitele pot fi uneori definite de caracteristici fizice cum ar fi malurile râurilor, curenții oceanici sau gheața de mare. Având în vedere schimbările mediului, prevederile pentru ca un coridor ecologic să se deplaseze în timp și spațiu poate fi articulat în abordarea sa de management. Deși dimensiunea unui coridor ecologic va varia, ar trebui să fie suficient de mare pentru a atinge obiectivele sale specifice de conectivitate ecologică pe termen lung.

Un coridor ecologic poate fi discontinuu (caz în care este adesea menționat ca un coridor „steppingstone”), cu mențiunea că respectă obiectivele, guvernarea și managementul pe toate segmentele sale. Pentru a oferi conectivitate, segmentele trebuie să aibă un tip de habitat adecvat, se aliniază cu mecanismele de dispersie (de exemplu, curenții oceanici, căile de zbor) și are o dimensiune minimă a

pragului. În cazurile în care există mai mult de o entitate care guvernează sau care asigură managementul, acțiunile de management ar trebui să fie armonizate și coordonate.

Delimitarea unui coridor poate să includă conservarea efectivă a biodiversității pe verticală (utilă în cazul în care se planifică turbine eoliene sau în cazul în care se urmărește conservarea resurselor subterane).

Delimitarea unui coridor ecologic ar trebui să aibă la bază nevoile ecologice pentru conectivitate mai mult decât proprietatea și limitele cadastrale. Însă, atunci când limitele cadastrale există și acoperă nevoi ecologice, acestea pot asigura granițele pentru eficientizarea managementului și guvernantei. Pentru coridoarele ecologice situate la limite politice și/sau jurisdicționale pentru care nu este fezabil să existe un mecanism de guvernare comun, coridoarele ecologice pot fi delimitate separat. Altfel, un mecanism de guvernare cuprinzând mai mult de o entitate coordonatoare va fi necesar pentru luarea deciziilor. Armonizarea și coordonarea pot fi provocări majore. Guvernanța și managementul trebuie să fie adaptate individual coridorului ecologic și/sau coridoarelor ecologice din mai multe țări.

**Guvernanța** ar trebui să fie explicită în cadrul documentației. Ca și în cazul guvernării ariilor protejate și OECM, guvernanța coridoarelor ecologice are trei componente:

- Cum sunt luate deciziile?
- De către cine sunt luate deciziile ?
- Cine ar trebui să fie tras la răspundere?

*Cum sunt luate deciziile?* Se referă la entitățile care au autoritate asupra coridorului ecologic. Coridoarele ecologice cu situații complexe de proprietate pot implica mai multe autorități de guvernanță (de ex popoarele indigene), împreună cu un mecanism convenit de coordonare și supraveghere.

Tipurile de guvernanță:

- Guvernanță statală (diferite niveluri)
- Guvernanță comună (co-management)
  - Guvernanță transfrontalieră (aranjamente formale între unul sau mai multe state sau teritorii suverane)
  - Guvernanță colaborativă (prin diverse moduri în care indivizii și instituțiile lucrează împreună)
  - Guvernanță comună (printr-un consiliu pluralist sau alt organ de conducere multipartid)

- Guvernanță privată: indivizi, organizații, companii
- Guvernanță asigurată de popoare indigene și/sau comunități locale

*De către cine sunt luate deciziile?* Se referă la asigurarea transparenței, responsabilității, participării și dreptății în procesele de luare a deciziilor. Guvernanța ar trebui să fie echitabilă și să reflecte normele privind drepturile omului recunoscute în instrumentele internaționale și regionale, precum și în legislația națională. Evaluarea serviciilor ecosistemice asociate coridoarelor ecologice propuse ajută la definirea diversității beneficiilor umane asociate cu acestea. Orice desemnare a unui coridor ecologic necesită acordul liber, prealabil și informat al tuturor autorităților relevante. Aceste principii sunt aplicabile oricărei decizii privind alocarea, proiectarea, înființarea, managementul, reproiectarea, monitorizarea sau evaluarea coridoarelor ecologice.

Autoritatea de guvernare poate fi aceeași cu proprietarul terenului sau titular de drepturi asupra unei anumite porțiuni a unui coridor ecologic. Există multe mecanisme prin care pot fi atinse obiectivele ecologice ale unui coridor. Un ONG, cum ar fi un centru de conservare, poate face acest lucru printr-o servitute de conservare sau se poate ajunge la un acord voluntar scris în care proprietarul/deținătorul drepturilor de proprietate este de acord să gestioneze o parcelă de teren proprietate privată pentru anumite valori de conectivitate. De asemenea, un grup de entități ar putea încheia un acord de cooperare sau o comunitate locală indigenă sau tradițională poate deține drepturi legale (fie prin statut sau drept cutumiar) asupra anumitor terenuri sau a unui spațiu oceanic definit din coridor, pentru utilizarea durabilă a unui pescuit sau conservarea și managementul subacvatic, cultural, istoric, sacru sau un sit arheologic.

*Cine ar trebui să fie tras la răspundere?* O guvernare eficientă a coridoarelor ecologice necesită construirea încrederii, lucrul către valori și obiective comune.

**Posesiunea** este o considerație separată de guvernanță (Lausche, 2011) și poate lua mai multe forme. Implică condițiile și drepturile în temeiul cărora spațiu terestru, maritim, de apă dulce sau aerian, sau resursele lor naturale asociate, sunt deținute, ocupate sau utilizate. În timp ce răspunsurile la întrebările de titularizare legală și cutumială (adică cine deține aceste drepturi) sunt importante în stabilirea tipul de guvernanță, ele nu sunt singurele determinante. Dimpotrivă, un mix de posesiuni, fie că sunt legale sau obișnuit definite, pot fi prezente în toate tipurile de guvernare și pot fi reprezentate printr-o varietate de instrumente, cum ar fi delegarea formală, leasingul, contractele sau alte acorduri (Worboys et al. 2015).

Pentru un coridor ecologic dat, proprietatea/proprietățile ar trebui să fie



clar(ă/e) și articulat(ă/e). Drepturile de proprietate, în special pentru coridoarele ecologice de mari dimensiuni la nivel de peisaj, pot fi diverse și complexe, necesitând un domeniu mult mai mare de alianțe sociale și cooperare pentru a fi gestionate (Worboys et al. 2015). Acestea necesită identificarea proprietății statutare și cutumiare și drepturile de utilizare, precum și negocierea cu toți deținătorii de drepturi asupra rolurilor asumate în gestionarea conectivității. Fragmentarea posesiunii fără un plan de colaborare pentru managementul conectivității poate fi unul dintre principalii factori pentru fragmentarea terenurilor.

De exemplu, pot apărea probleme speciale cu indigenii și comunitățile locale privind drepturile de proprietate dacă există lipsă de claritate juridică sau dacă acestea sunt în litigiu. Uneori acest lucru se datorează faptului că astfel de popoare sau comunități nu sunt recunoscute ca persoane juridice colective, ci doar ca grupuri de indivizi. Acesta este cazul în multe locuri din Africa, Asia și Europa (Worboys et al. 2015). În aceste situații, fie o prevedere constituțională

sau un act legislativ poate fi necesar pentru a recunoaște juridic aceste entități și pentru ca acestea să poată defini și apăra accesul la drepturile lor de utilizare, control și transfer de teren sau resurse, precum și să-și asume responsabilitățile asociate.

**Documentația legală sau alte mecanisme eficiente** se referă la managementul unui coridor ecologic ar trebui să descrie autoritatea guvernantă și cea legală sau cutumială și mecanismele care stabilesc mandatul zonei. Având în vedere diversele contexte de aplicare a coridoarelor ecologice pe tot globul există o gamă diversă de mecanisme pentru implementare.

Acestea pot include:

- Planuri de utilizare a terenului și zonare pentru peisaje;
- Planuri spațiale marine și zonarea peisajelor marine;
- Legăminte și servituți;
- Stimulente și mecanisme de descurajare;
- Controale de reglementare pentru sănătatea și siguranța publică;
- Controale de dezvoltare și standarde de construcție;
- Acorduri voluntare de conservare scrise cu anumiți proprietari de terenuri sau titulari de drepturi.

În multe țări, acordurile voluntare de conservare au devenit un instrument din ce în ce mai popular și mai eficient pentru conservare pe termen lung (Lausche 2011). În cele din urmă, zona emergentă supusă atenție juridice depinde de orientarea și regulile de bază comune pentru proiectarea și gestionarea coridoare

ecologice maritime (Lausche et al. 2013).

**Longevitatea coridorului ecologic** se referă la rezistența îndelungată și menținerea atributelor naturale și a valorilor de conectivitate pentru care sunt desemnate. Considerațiile privind longevitatea se referă în special la coridoarele spațiale dinamice, cum ar fi rutele de migrație ale vertebratelor mari care urmăresc modele oceanografice în schimbare. Documentația trebuie să demonstreze longevitatea și succesiunea guvernării aranjamentelor. În cazul acordurilor voluntare scrise, a procesului sau mecanismului, mențiunile pentru a transfera activitățile de implementare către proprietarii succesori ar trebui să fie obligatorii.

Cu toate acestea, unele mecanisme de guvernare (de exemplu, vânătoarea, pășunatul, conservarea solului, reglementările de pescuit sau utilizarea sezonieră) pot fi limitate în timp și pot fi supuse revizuirii și reînnoirii periodice oficiale. Reviziunile periodice ar trebui să includă evaluări bazate pe monitorizarea consecințelor ecologice, sociale și economice și indicatori de performanță, atunci când este posibil.

**Managementul necesar pentru atingerea obiectivelor** ar trebui să descrie acțiunile de management necesare pentru menținerea, restabilirea sau îmbunătățirea conectivității ecologice. Activitățile permise într-un coridor ar trebui să aibă legătură directă cu scopul acestuia și, prin urmare, vor fi specifice contextului. Un coridor ecologic multifuncțional care este conceput pentru a facilita mișcarea tuturor speciilor în contextul schimbărilor climatice ar avea probabil nevoie de mai multe interdicții în comparație cu un coridor ecologic care se concentrează pe facilitarea mișcării unei singure specii într-un anumit moment al anului.

Planul ar trebui să cuprindă acțiuni de management specific precum:

- **Nevoile structurale.** Există elemente ecologice structurale care sunt importante de păstrat sau îmbunătățit pentru a ne asigura că un coridor își îndeplinește obiectivele? Exemplele ar putea include menținerea unui procent de acoperire cu copaci, refacerea unui recif de corali, implementarea de retrageri riverane sau întreținerea componentelor habitatului în interior, cum ar fi zonele umbrite, volumul și viteza necesarului de apă. Acțiunile de management planificate ar trebui să descrie practicile care ating niveluri durabile de elemente ecologice structurale.

- Managementul activităților umane. Planul de management ar trebui să prevină presiunile și amenințările umane care ar determina creșterea fragmentării sau ar submina eforturile de restaurare întreprinse pentru a reface conectivitatea. În general, ar trebui încurajate mijloacele de existență bazate pe activități și stimulente compatibile care minimizează sau exclud activitățile extractive și alte activități moderne, la scară industrială. Factorii de decizie (de exemplu, autoritatea de guvernare) ar trebui să stabilească ce activități umane trebuie menținute și care trebuie controlate sau interzise, fie în mod permanent, fie în anumite momente, pentru a se asigura că coridorul își îndeplinește obiectivele de conservare a conectivității. Aceste obiective ar trebui să formeze baza unui plan sau acord de management al unui coridor.

Exemple de întrebări la care ar putea trebui să răspundă cei care se ocupă de planificare.

- Dacă un coridor ecologic include un râu, utilizările umane includ baraje, canalizare sau alte activități în curs de apă care compromit biodiversitatea dependentă de habitate specifice și regimuri naturale de curgere?
- Dacă un coridor include utilizarea de către animale, există considerații de intensitate a populației sau de gard?
- Dacă un coridor permite extragerea resurselor, ce management este necesar pentru a îndeplini obiectivele de conectivitate?
- Au loc activități umane care sunt incompatibile cu obiectivele ecologice, cum ar fi construcția infrastructurii de transport sau dezvoltarea industrială?
- Poate proiectarea să încorporeze nevoi speciale de conectivitate a faunei sălbatice, cum ar fi crearea de pasaje sau tuneluri pentru animale sălbatice în cazurile în care infrastructura de transport ar împiedica altfel conectivitatea ecologică?
- Sunt folosite sau dezvoltate planuri, proiecte sau metodologii care includ infrastructură verde?

Documentația de management pentru un coridor ecologic ar trebui să enumere activitățile interzise sau permise și să descrie orice restaurare necesară pentru realizarea conectivității. Pentru unele activități, poate fi necesar să se specifice un nivel (de exemplu, „înalt”, „mediu” sau „scăzut”) compatibil cu obiectivele de conectivitate. O abordare ar putea fi crearea unui cadru de decizie pentru activitățile permise (Saarman et al. 2013).

Pentru coridoarele care traversează zone cu calitate slabă a habitatului, ar trebui încurajate planurile de restaurare și să se monitorizeze succesul acestora. Va fi necesar să se determine când o zonă în curs de restaurare este adecvată pentru includerea în coridor.

**Cerințe de monitorizare, evaluare și raportare** Documentația pentru un coridor ecologic ar trebui să includă un plan de monitorizare și evaluare, împreună cu o strategie de asigurare a resurselor pentru implementarea acestuia. Autoritățile responsabile pentru un coridor ecologic ar trebui să planifice și să efectueze monitorizarea pentru a urmări progresul, a evalua eficiența în atingerea obiectivelor declarate și a adapta strategiile de management pe baza rezultatelor. Monitorizarea și evaluarea ar trebui să susțină o abordare adaptativă a managementului și să ia în considerare impactul schimbărilor climatice. Beneficiile unui plan de monitorizare și evaluare includ sprijinirea alocării eficiente a resurselor, promovarea responsabilizării și creșterea sprijinului public (Hockings et al. 2006). Planul ar trebui să recunoască atât componentele aspiraționale, cât și componentele ușor fezabile.

**Monitorizarea** este colecția de informații despre indicatorii ecologici specifici în mod repetat de-a lungul timpului pentru a descoperi tendințele privind starea ecologică a unui coridor și eficacitatea managementului. Monitorizarea furnizează datele necesare pentru a evalua măsura în care un coridor ecologic își atinge obiectivele de conectivitate.

Împreună cu evaluarea, monitorizarea ajută la evaluarea adecvării managementului și la identificarea ajustărilor necesare (Hockings et al. 2006). Monitorizarea și evaluarea ar trebui să fie un angajament pe termen lung al guvernării unui coridor ecologic, sprijinit de alocări adecvate de resurse. Monitorizarea eficacității unui coridor ecologic pentru obiective specifice de conectivitate poate lua diferite forme. Acestea variază de la măsuri de adecvare a habitatului la date empirice de mișcare a speciilor până la indicatori genetici de conservare (Bennett 2003). Acolo unde atenuarea climei este un beneficiu anticipat, variabilele de monitorizare ar trebui să includă schimbările din cadrul ecosistemelor și, atunci când este fezabil, stocurile de carbon și stabilitatea stocării asociată.

Într-un număr tot mai mare de cazuri, date geospațiale, cum ar fi teledetecția, fotografiile aeriene și imaginile prin satelit, pot fi combinate cu cunoștințele tradiționale și feedback-ul în timp real pentru a documenta monitorizarea. Abordările de monitorizare pot implica colectarea de informații în serii de timp sau utilizarea grupurilor de control pentru comparații. Metodele de monitorizare

pot fi calitative, cantitative sau ambele și trebuie să fie fiabile, rentabile, fezabile și adecvate contextului. Un plan de monitorizare ar trebui să identifice indicatori specifici, realizabili, relevanți, limitați în timp și măsurabili.

Datele de monitorizare trebuie analizate la un nivel adecvat pentru a satisface nevoia de informații. Analiza datelor ar trebui făcută în mod regulat, astfel încât ajustările la strategiile de management să poată fi făcute ca parte a unui proces de management adaptiv (Parteneriatul pentru măsuri de conservare, 2013).

Deoarece transparența și responsabilitatea sunt componente esențiale ale guvernantei coridoarelor ecologice, rezultatele monitorizării și semnificația lor trebuie să fie documentate și împărtășite publicului. Documentația ar trebui să includă un plan de comunicare care să indice modul în care rezultatele vor fi transmise publicului cheie. Este important de remarcat faptul că este probabil ca aceste audiențe să fie destul de diverse. Aceștia pot include proprietarii de terenuri afectați, deținătorii de drepturi și alte părți interesate, cum ar fi comunitățile locale, partenerii de proiect, personalul de agenție, factorii de decizie politică, consilierii tehnici și științifici și sponsori.

**Documentația de bază pentru raportare** Coridoarele ecologice pot fi documentate și urmărite atât la nivel național, cât și internațional. Vor trebui dezvoltate mecanisme adecvate pentru a raporta aceste informații către bazele de date globale pentru măsuri de conservare bazate pe zonă, cum ar fi <https://www.unep-wcmc.org/resources-and-data/wdpa>, gestionată de Centrul Mondial de Monitorizare a Conservării Programului ONU pentru Mediu (UNEP-WCMC). Pe lângă înregistrarea coridoarelor și rețelelor ecologice, bazele de date naționale și globale vor contribui la monitorizarea și urmărirea stării acestor zone, precum și la progresul către angajamentele de conservare.

Documentația de bază pentru raportarea unui coridor ecologic ar trebui să includă cel puțin:

- Denumirea site-ului;
- Descriere geografică
- Harta locației folosind un shapefile poligon;
- Anul înființării; și
- Informații de contact ale organizației raportoare.

## **1.6. Alte principii în vederea selectării coridoarelor ecologice care țin de cerințele speciilor**

### **A. Speciile umbrelă**

Desemnarea coridoarelor ecologice se poate realiza luând în considerare speciile umbrelă, vulnerabile. Studiul trebuie să țină cont de cerințele speciei, rolul ecologic (prădător, pradă), comportament, cerințele de habitat, activitățile cu impact asupra speciei. Pentru desemnarea coridoarelor ecologice se poate lua în considerare nevoile mai multor specii umbrelă, care ocupă habitate diferite. În acest fel coridoarele desemnate asigură conectivitatea la nivelul complexelor ecologice.

### **B. Dimensiunea coridoarelor**

Dimensiunea coridoarelor reprezintă un criteriu important în procesul de desemnare a coridoarelor. În acest proces trebuie să se țină cont de: complexitatea ecosistemelor incluse în coridor, scara la care este planificat - local, regional, continental, rolul potențial - deplasări zilnice, dispersie, conservare pe termen lung și specia/speciile pentru care este desemnat.

Atât lungimea cât și lățimea coridorului sunt factori importanți în facilitarea mișcării animalelor.

#### **• Lățimea coridorului**

Cu cât lățimea coridorului este mai mare, cu atât acesta va asigura o conservare mai eficientă pentru speciile sensibile la perturbări.

Calitatea coridorului influențează alegerea lățimii coridorului deoarece menținerea unei calități ridicate a coridorului presupune păstrarea unei zone suficient de întinse pentru a proteja habitatul caracteristic speciilor umbrelă.

Lățimea necesară a unui coridor variază în funcție de caracteristicile ecologice ale fiecărei specii. În general, coridoarele desemnate speciilor mari, extrem de mobile, vulnerabile la perturbări antropice, trebuie să fie cât mai late. Pentru deplasări pe distanțe lungi, coridorul este necesar să fie mai lat, cu scopul de a găzdui animalele și de a ușura căutarea hranei.

Pentru a estima lățimea minimă a coridoarelor pentru speciile de mamifere trebuie să se ia în considerare mărimea teritoriului femelelor.

#### **• Lungimea coridoarelor**

Lungimea unui coridor este un element important, principalul criteriu ce trebuie luat în considerare la stabilirea lungimii este specia/ speciile pentru care acest coridor este desemnat. Pentru specii cu deplasări reduse lungimea coridorului trebuie să fie minimă, de ordinul zecilor de metri, în timp ce pentru

specii cu deplasări ample lungimea poate fi de ordinul kilometrilor.

Alegerea zonelor care minimizează lungimea și maximizează lățimea este ideală pentru coridoarele continue. Același concept se aplică și coridoarelor întrerupte (stepping stone) unde fiecare zonă componentă trebuie să fie suficient de mare pentru a menține integritatea habitatului caracteristic speciei/ speciilor.

### **C. Continuitatea coridoarelor**

Gradul de conectivitate dorit depinde de cerințele ecologice ale speciei/ speciilor. Pentru unele specii nu este necesară o conexiune continuă, putând fi utilizate zone întrerupte (steppingstones), ce pot fi și arii naturale protejate, pe care speciile le pot utiliza în timpul deplasării sau migrației.

Existența unor căi alternative de trecere între habitatele caracteristice speciilor reprezintă un alt factor important ce determină gradul de conectivitate și funcționalitate a coridorului. Rutele alternative, existente în condiții ce permit trecerea în siguranță a speciilor de faună, reduc gradul de pierdere totală a conectivității. Pe lângă căile alternative, un alt factor important îl constituie zonele cheie („noduri” de rețea sau insule de habitat), reprezentate în general de zone incluse în arii naturale protejate.

### **D. Calitatea coridoarelor**

Calitatea coridoarelor este caracterizată de calitatea habitatelor caracteristice speciilor, acestea trebuie să faciliteze mișcarea acestora. Elementele cheie ale calității coridorului se pot referi la vegetație, topografie și gradul de perturbare antropică. Pentru a avea calitate ridicată și implicit eficiență este dorit ca desemnarea unui coridor să se realizeze în acele zone în care vegetația este naturală și impactul antropic este minim.

### **E. Criterii legate de topografia terenului**

Caracteristicile terenului influențează desemnarea coridoarelor ecologice și oferă indicii despre cea mai bună locație a coridoarelor. Atunci când se discută despre caracteristicile terenului, trebuie luate în considerare atât habitatele fragmentate, cât și coridorul care le unește. Speciile pot avea diferite niveluri de răspuns în raport cu deplasarea față de habitatul favorabil, astfel încât unele specii pot fi găsite mai departe de zonele de habitat natural decât altele.

### **F. Criterii socio-politice**

Criteriile socio-politice completează celelalte criterii de ordin biologic. Atingerea obiectivelor de conservare reclamă înțelegerea atât a aspectelor biologice cât și a celor socio-politice, activitățile practice necesare menținerii coridoarelor fiind de cele mai multe ori puse în practică de proprietarii și

administratorii de terenuri.

Unul dintre factorii socio-politici este tipul de proprietate. Tipul de proprietate este determinant în stabilirea locației finale, în special atunci când atingerea obiectivelor de conservare implică restricții de utilizare a resurselor.

Un alt factor important este folosința terenului, aceasta dictând tipul de vegetație care poate exista pe suprafața respectivă.

De asemenea, strategiile de dezvoltare pe termen mediu și lung existente la nivel național, regional și local trebuie luate în considerare în planificarea coridoarelor ecologice. Dezvoltarea marilor proiecte de infrastructură este inevitabilă, însă trebuie să se țină cont de aspectele proiectării coridorului ecologic, prin adoptarea unor soluții de compromis care să asigure gradul dorit de conectivitate.



## 2. SETURI DE DATE, INSTRUMENTE NECESARE PENTRU MODELAREA CONECTIVITĂȚII ȘI CRITERII NECESARE PENTRU IDENTIFICAREA CORIDOARELOR ECOLOGICE

### 2.1. Pierderea habitatului și fragmentarea

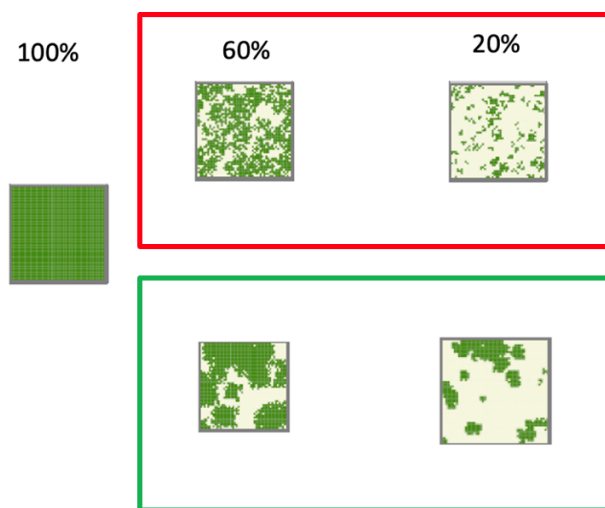
Mai jos este redat un exemplu de pierdere de habitat, în două situații diferite, deși proporția este aceeași, dispunerea habitatelor nefragmentate este diferită și are consecințe pe termen lung asupra conservării speciilor și populațiilor:

În dreptunghi roșu (stânga) este reprezentată fragmentarea habitatelor în proporție de 40% în suprafețe de mici dimensiuni dispersate (zone rămase cu habitat nefragmentat în proporție de 60%)

În dreptunghi roșu (dreapta) este reprezentată fragmentarea habitatelor în proporție de 80% în suprafețe de foarte mici dimensiuni dispersate (zone rămase cu habitat nefragmentat în proporție de 20%)

În dreptunghi verde (stânga) este reprezentată fragmentarea habitatelor în proporție de 40% în suprafețe compacte nedispersate (zone rămase cu habitat nefragmentat în proporție de 60%)

În dreptunghi verde (dreapta) este reprezentată fragmentarea habitatelor în proporție de 80% în suprafețe compacte nedispersate (zone rămase cu habitat nefragmentat în proporție de 20%)



**Fig. 6.** Pierderea habitatului și fragmentarea în două situații diferite: i) cu chenar roșu este reprezentată dispunerea unor zone mici de habitate (proporții de 60% - stânga și 20% - dreapta); ii) cu chenar verde este reprezentată gruparea habitatelor în zone compacte (proporții de 60% - stânga și 20% - dreapta).

*Concluzii:*

- ✓ *Cu cât habitatul este continuu, cu atât mai bine, deoarece speciile și populațiile sunt mai puțin vulnerabile.*
- ✓ *Pe măsură ce suprafața de habitat descrește, configurația habitatului devine extrem de importantă, așa cum este dispunerea spațială.*

## 2.2. Configurația peisajului

Mai jos este redat un exemplu de configurație a habitatelor, în două situații diferite, deși proporția este aceeași, dispunerea habitatelor are consecințe pe termen lung asupra conservării speciilor și populațiilor:

a) configurația habitatului din stânga permite mișcarea indivizilor, deoarece celulele sunt interconectate, în vreme ce configurația habitatului din partea dreaptă nu permite mișcarea indivizilor din cauza prezenței celulelor de tip non-habitat. Trupurile de habitat din partea dreaptă sunt însă de dimensiuni mai mari, deoarece acestea sunt grupate compact.

b) configurația habitatului din stânga permite mișcarea indivizilor, deoarece celulele sunt interconectate, în vreme ce în partea dreaptă prezența unor celule din cadrul unei matrici de calitate ridicată permite deplasarea indivizilor între două zone cu habitate compacte de suprafețe mari.

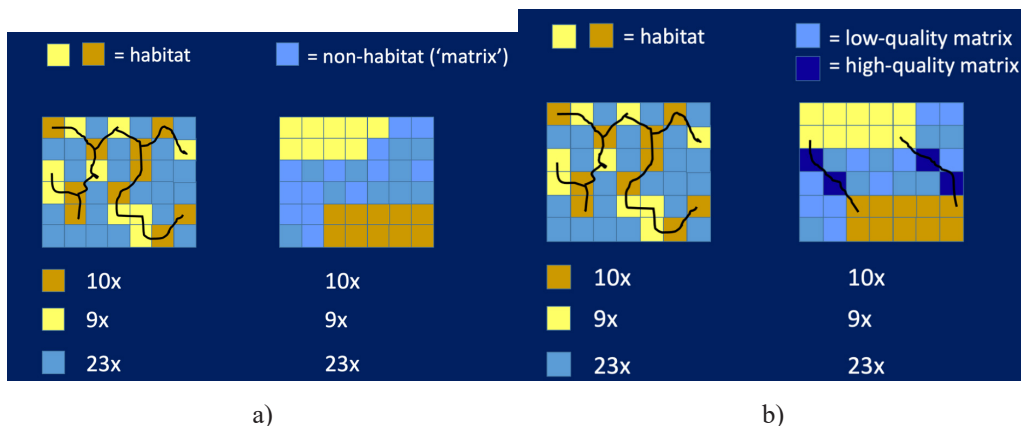


Fig. 7. Reprezentarea zonelor de conectivitate dintre habitate: a) conectivitate în zone de tip non-habitat; b) conectivitatea în zone cu habitat de calitate ridicată.

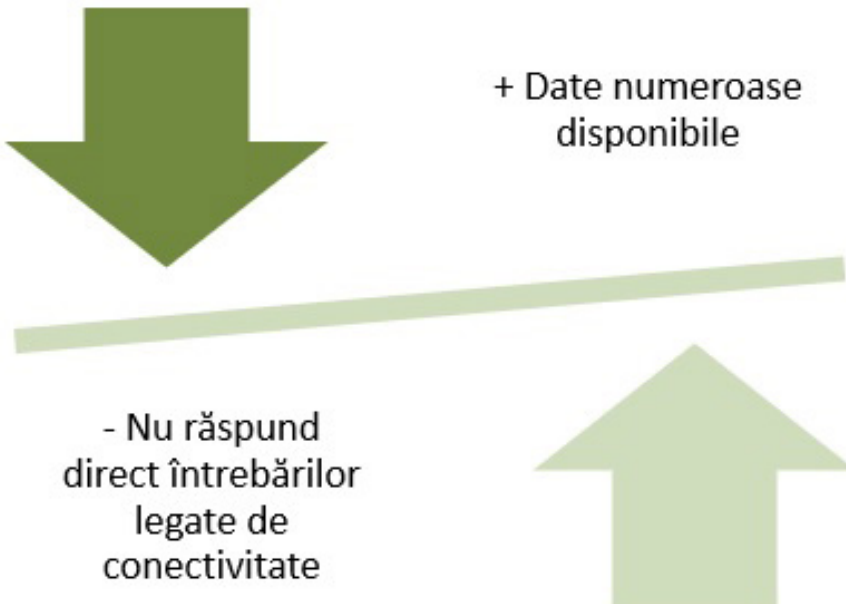
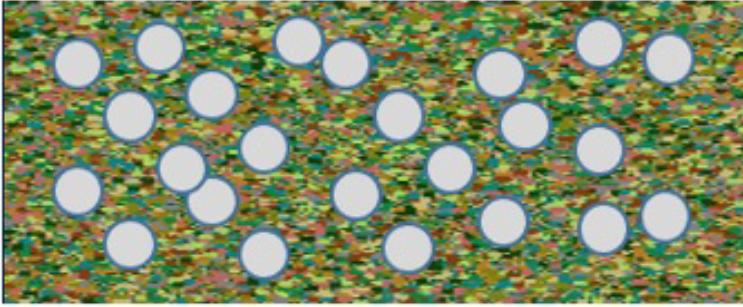
### Concluzii:

- ✓ Pe măsură ce suprafața habitatului descrește, conectivitatea dintre suprafețele de habitat rămase devine extrem de important așa cum este cazul schimbului de gene dintre indivizi

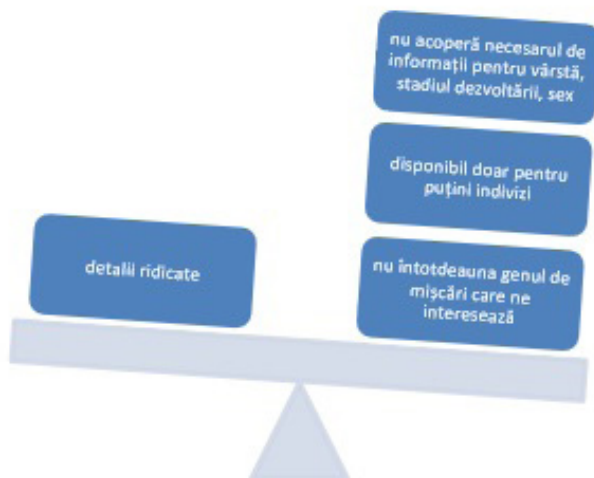
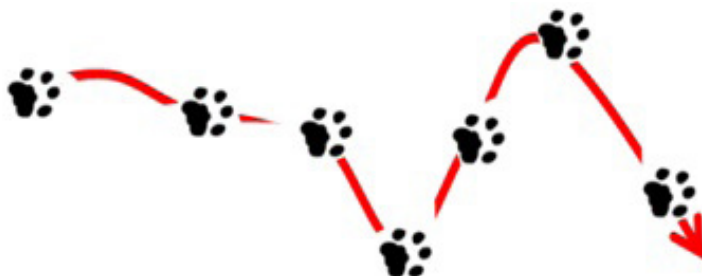
Fluxul de lucru

Datele necesare pentru a efectua modelarea conectivității:

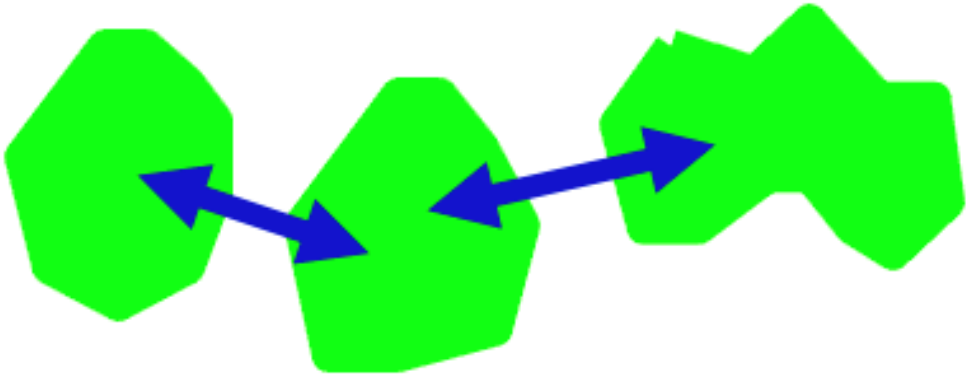
a) **Apariție/Prezență-Absență: Unde se întâlnesc speciile?**



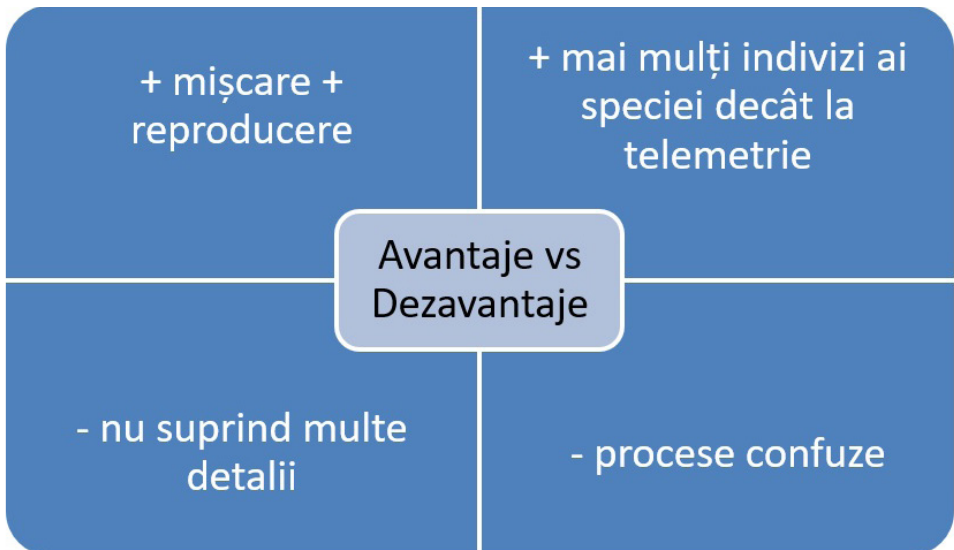
Informații de bază importante: De ex. Unde apar urșii, acum și în viitor?

**b) Date de mișcare: Pe unde se mișcă animale în cadrul peisajului**

c) Date genetice. Ce intensitate are fluxul de gene, dacă există și care sunt zonele care îl facilitează?

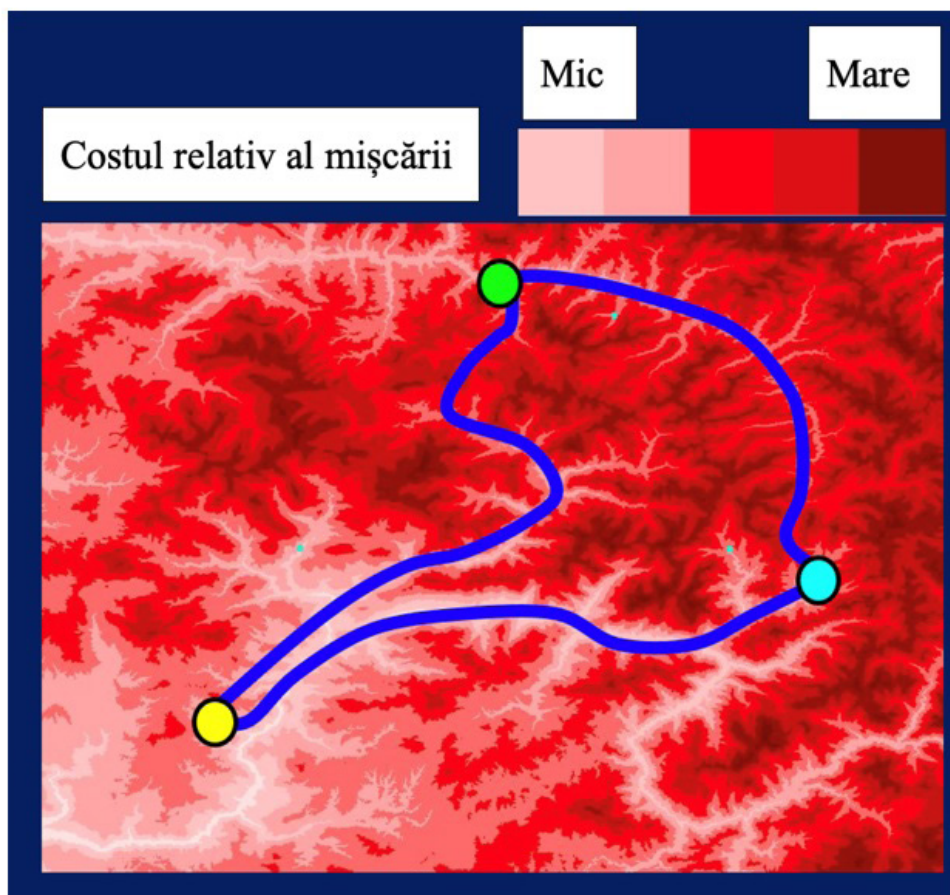


Exemplu de zone (reprezentate cu verde) care facilitează fluxul de gene (reprezentat cu albastru).



Suprafețele de rezistență, modelul de rezistență al peisajului și predicții ale mișcării și ale coridoarelor ecologice:

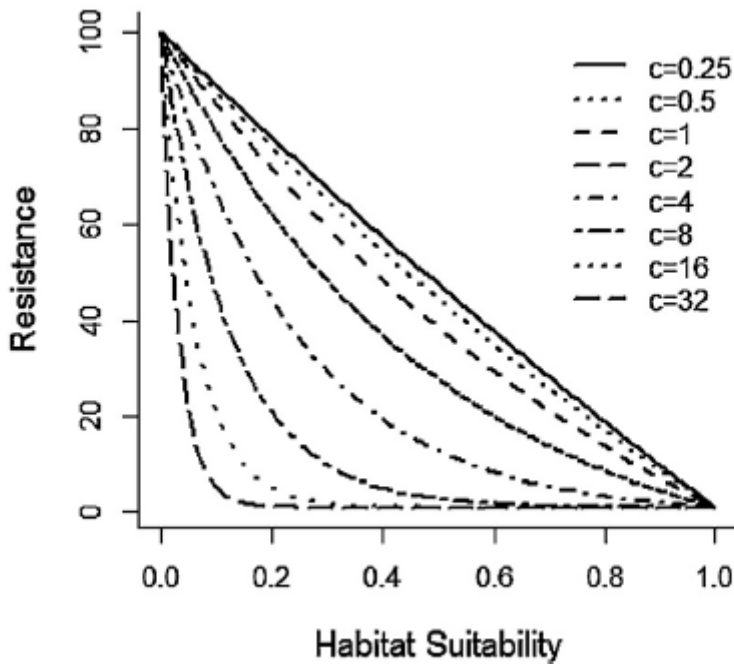
- Suprafețe cost de mișcare predefinite
- Reflectă cele asumate/ipotezele despre cum influențează peisajul conectivitatea funcțională (mișcarea și fluxul de gene)
- Presupun consultarea literaturii de specialitate
- Stabilirea parametrilor pentru simulare



Exemplu grafic al costurilor de mișcare între trei puncte, celulele reprezentate cu o culoare deschisă facilitează mișcarea, iar cele de culoare roșu închis o împiedică.

Suprafețele de rezistență  $\neq$  de cele de favorabilitate?

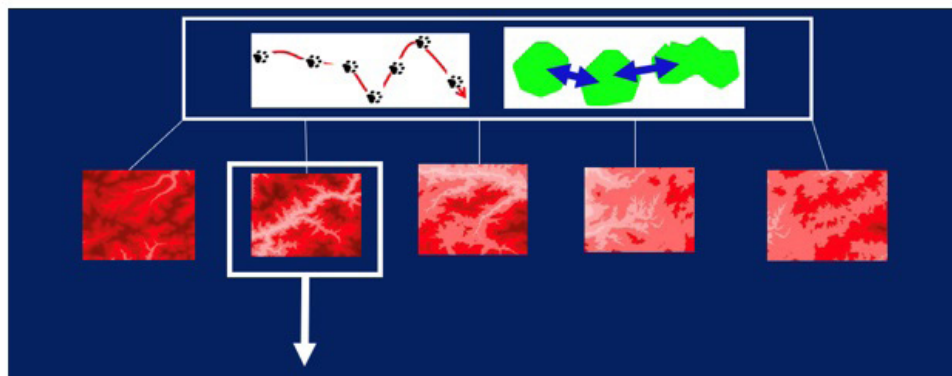
- Indivizii o să traverseze și prin habitate care nu sunt propice (eng. unsuitable habitats) în timpul perioadelor de împerechere, dar mai ales pentru efectuarea mișcărilor de dispersie
- Selectarea obișnuită a habitatului poate fi diferită de selecția în timpul deplasărilor pe distanțe lungi



Exemplu privind relația dintre rezistență și favorabilitatea habitatelor (Keeley et al. 2017)



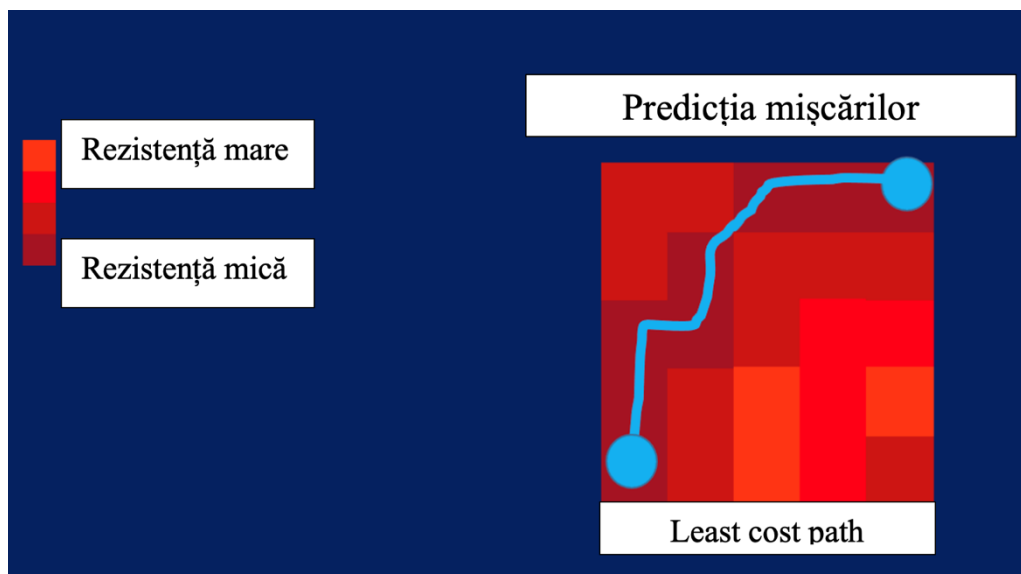
Care model de rezistență la peisaj și de distanță efectivă se potrivește cel mai bine cu datele empirice?



Exemplu privind utilizarea modelului și distanța efectivă pentru a prezice mișcarea și căile de dispersie

### Suprafețele de rezistență

Predicțiile mișcării indivizilor se fac având la bază suprafețe de rezistență care sunt generate în funcție de preferința speciei la mișcare, iar softurile de specialitate (ex. Linkage Mapper) aleg calea cea mai ușoară utilizând celule cu rezistență mică la mișcare.



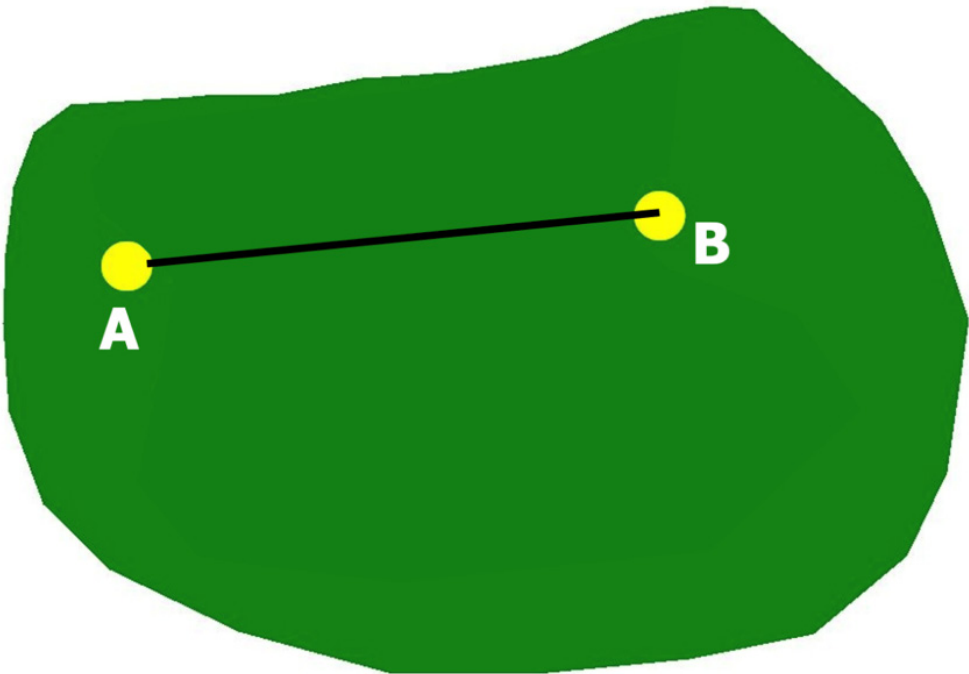
Exemplu privind predicțiile mișcărilor indivizilor utilizând tehnica least-cost path, roșu închis reprezintă celule cu favorabilitate ridicată pentru mișcare

## Parametrizare, validare

Zeller et al. 2010: Valorile rezistenței peisajului reprezintă *dorința* unui organism de a traversa un anumit mediu, *costul fiziologic* al trecerii printr-un anumit mediu, *reducerea supraviețuirii* organismului care se deplasează printr-un anumit mediu sau o *integrare* a tuturor acestor factori.”

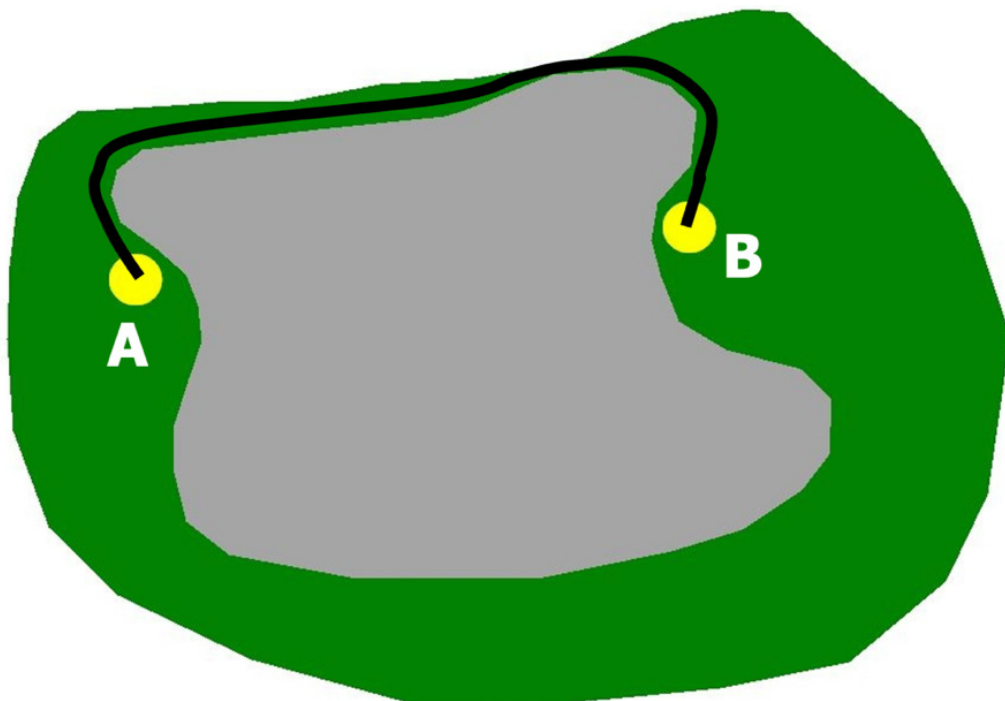
### Distanța efectivă

- Linie dreaptă: peisaj omogen, model nul



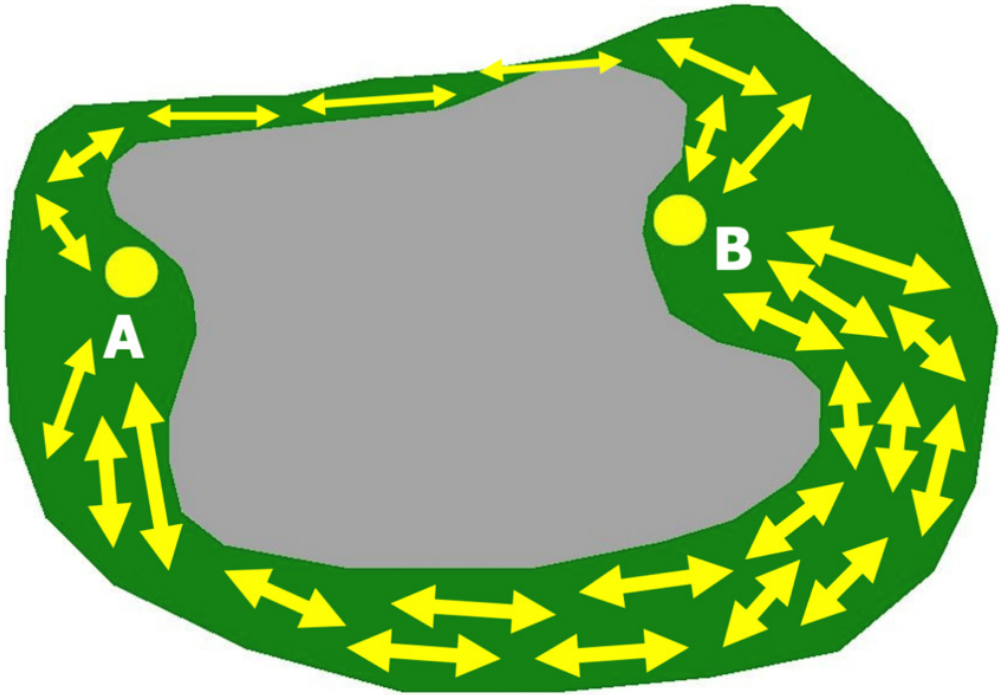
Exemplu de reprezentare linie dreaptă (negru) în cadrul unui peisaj omogen favorabil mișcării (verde). A și B reprezintă punctele între care se deplasează individul

- Calea cea mai scurtă (eng. least cost path) Adriaensen et al. 2003



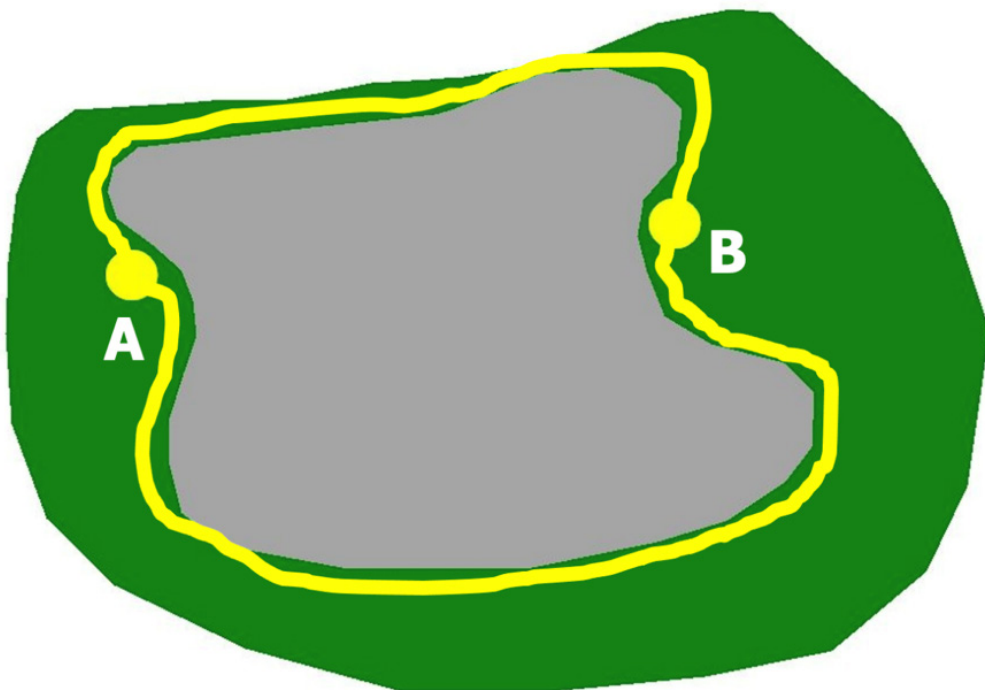
Exemplu de reprezentare pentru calea cea mai scurtă (negru) parcursă de un individ între punctele A și B (galben) între care se deplasează individul. Cu gri este reprezentată zona care constituie un obstacol/barieră, iar cu verde este reprezentată zona favorabilă mișcării

- Teoria circuitului (Circuit-theoretic) McRae 2006, McRae et al. 2008



Exemplu de reprezentare multiple căi de deplasare în cadrul unor zone favorabile (verde). A și B (galben) reprezintă punctele între care se poate deplasa individul. Cu gri este reprezentată zona care constituie un obstacol/barieră

- Simulator de mișcare stocastică (eng. stochastic movement simulator)



Exemplu de reprezentare căi de deplasare circulare în cadrul unor zone favorabile (verde). A și B (galben) reprezintă punctele între care se poate deplasa individul. Cu gri este reprezentată zona care constituie un obstacol/barieră

### 2.3. Soft-uri de specialitate utilizate în modelarea coridoarelor ecologice și a rețelelor ecologice (sursa <https://conservationcorridor.org/corridor-toolbox/programs-and-tools>)

Denumire soft	Utilizare	Accesare
Circuitscape	Calcularea mișcării, a fluxului de gene sau a diferențierii genetice în peisaje eterogene. Compatibil cu mai multe aplicații și utilizat pe scară largă. Aplicații extinse pentru Circuitscape pot fi găsite în recenziile lui Dickson et al. 2018, Hall et al. 2021.	<a href="https://circuitscape.org">https://circuitscape.org</a>
Condatis	Hartă conectivitate direcțională peste un peisaj. Cele mai eficiente locuri pentru crearea habitatelor. Rezistența la schimbările climatice Scenarii de colonizare comparabile.	<a href="http://wordpress.condatis.org.uk">http://wordpress.condatis.org.uk</a>
Conefor	Măsurarea disponibilității (accesibilității) habitatului la scara peisajului. Conversia distanțelor dintre patch-uri în indici de conectivitate. Analiză detaliată pentru speciile țintă specifice. Evaluarea conectivității funcționale	<a href="http://www.conefor.org">http://www.conefor.org</a>
Connecting Landscapes	Utilizatori neexperimentați care au nevoie de îndrumare pas cu pas în planificarea conectivității. Persoane care trebuie să determine ce tip de date sunt necesare pentru a mapa conectivitatea.	<a href="http://www.landscape.org/focus/connectivity/">http://www.landscape.org/focus/connectivity/</a>
Connectivity Analysis Toolkit	Clasificarea importanței siturilor în peisaj ca „gardieni” pentru mișcare. Digitalizarea legăturilor dintre patch-urile sursă și țintă.	<a href="http://www.klamathconservation.org/science_blog/software/">http://www.klamathconservation.org/science_blog/software/</a>
Corridor Design	Utilizatori neexperimentați care au nevoie de îndrumare pas cu pas în planificarea conectivității. Utilizarea CorridorDesigner, o cutie de instrumente de bază ArcToolbox pentru crearea modelelor de coridor.	<a href="http://corridordesign.org">http://corridordesign.org</a>
Gnarly Landscape Utilities	Crearea de straturi de rezistență și straturi de habitat. Cartografierea zonelor centrale.	<a href="https://circuitscape.org/gnarly-landscape-utilities/">https://circuitscape.org/gnarly-landscape-utilities/</a>

Grainscape	Crearea unei hărți simple a modului în care pot fi conectate patch-urile. Modelarea conectivității pentru organisme extrem de mobile.	<a href="http://grainscape.r-forge.r-project.org">http://grainscape.r-forge.r-project.org</a>
Graphab	Crearea de legături între patch-uri individuale. Calcularea valorilor de conectivitate.	<a href="https://sourcesup.renater.fr/www/graphab/en/home.html">https://sourcesup.renater.fr/www/graphab/en/home.html</a>
GuidosToolbox	Analiza imaginii fișierelor raster. Evaluarea conectivității structurale. Analiza costurilor, inclusiv detectarea căii cu cel mai mic cost și a intervalelor de cost determinate de utilizator.	<a href="https://forest.jrc.ec.europa.eu/en/activities/lpa/gtb/">https://forest.jrc.ec.europa.eu/en/activities/lpa/gtb/</a>
LandScape Corridors	Calcularea mai multor coridoare între mai multe patch-uri sursă-țintă. Incorporarea informațiilor despre cerințele privind habitatul speciilor. Incorporarea variației stocastice.	<a href="https://github.com/LEEClab/LS_CORRIDORS/wiki">https://github.com/LEEClab/LS_CORRIDORS/wiki</a>
LinkageMapper	Calcularea coridoarelor compuse unice între zonele centrale. Identificarea punctelor de prindere (prin combinarea cu Circuitscape prin Pinchpoint Mapper). Detectarea barierele pentru a facilita planificarea restaurării (prin Barrier Mapper). Cartografierea coridoarelor de-a lungul gradientelor climatice (prin Climate Linkage Mapper). Analizarea rețelelor de legătură prin calcularea centralității (prin Centrality Mapper). Cuantificarea priorității relative de conservare a legăturilor (prin Instrumentul de prioritate a legăturilor). Sinteza rezultatelor de mai sus (prin intermediul casetei de instrumente „Multi-Tool Combinations” sau ArcGIS modelbuilder)	<a href="https://linkagemapper.org">https://linkagemapper.org</a>
Makurhini	Calcularea indicilor de fragmentare și conectivitate peisagistică utilizați în planificarea conservării. Identificarea conectivității rețelelor de zone protejate și importanța elementelor de peisaj pentru menținerea conectivității. Evaluarea scenariilor în contextul schimbărilor de conectivitate peisajului. Prezintă o îmbunătățire suplimentară, includerea eterogenității peisajului ca factor de constrângere pentru conectivitate.	<a href="https://github.com/connectscape/Makurhini">https://github.com/connectscape/Makurhini</a>

MulTyLink	Determinarea modului în care diferitele tipuri de bariere vor afecta legăturile din peisaj. Importarea și vizualizarea modelelor de bogăție empirice.	<a href="https://www.iseg.ulisboa.pt/aquila/homepage/rbras/projectos/multylink">https://www.iseg.ulisboa.pt/aquila/homepage/rbras/projectos/multylink</a>
Omniscape	Crearea de hărți de conectivitate omnidirecționale bazate pe intrări multiple. Poate fi folosit pentru a modela conectivitatea climatică	<a href="https://docs.circuitscape.org/Omniscape.jl/latest">https://docs.circuitscape.org/Omniscape.jl/latest</a>
UNICOR	Identificarea coridoarelor de mișcare și a barierelor în calea mișcării. Desemnarea site-urilor ca populații potențiale sursă și a modului în care variația calității habitatului poate afecta creșterea populației sau declinul organismelor	<a href="https://github.com/ComputationalEcologyLab/UNICOR">https://github.com/ComputationalEcologyLab/UNICOR</a>
TheYaleFramework	Explorarea metodelor potențiale de planificare a conectivității. Seturi de date introductive care pot fi utile pentru planificatori. Accentul asupra schimbărilor climatice	<a href="https://yale.databasin.org/pages/matrix/">https://yale.databasin.org/pages/matrix/</a>
Zonation	Persoane care lucrează în planificarea sistematică a conservării, prioritizarea conservării spațiale, selecția rezervelor/sitului, proiectarea rețelei de rezervă, planificarea utilizării terenului. Sintetizând date pentru mai multe specii și caracteristici ale biodiversității. Identificarea potențialelor bariere în calea planurilor de conservare. Planificarea schimbărilor climatice.	<a href="https://www2.helsinki.fi/en/researchgroups/statistical-ecology/software#section-14300">https://www2.helsinki.fi/en/researchgroups/statistical-ecology/software#section-14300</a>



## 2.4. Criterii teoretice necesare pentru identificarea coridoarelor ecologice

Identificarea coridoarelor ecologice se bazează pe evaluarea gradului și tipului de mișcare (și migrare a speciilor), precum și pe evaluarea structurii teritoriului, în special a variației topografiei terenului și a elementelor hidrogeografice. Van Opstal (1999) în Seep și Kaasik (2002) indică câteva direcții fundamentale ale identificării coridoarelor ecologice: distribuția actuală a speciilor, distribuția istorică a speciilor și nevoile ecologice ale speciilor.

Ținând cont de obiectivele proiectului și de caracteristicile vulnerabile ale speciilor la fragmentare, au fost studiate criteriile de identificare a coridoarelor ecologice, fiind împărțite în criterii biologice și criterii socio-politice.

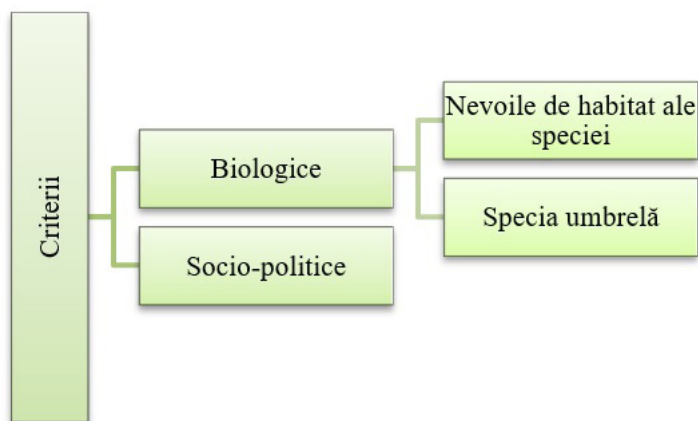


Fig. 8. Tipuri de criterii.

### 2.4.1. Criterii biologice

#### 2.4.1.1. Specia focală

Zonele fragmentate ce conțin specii sau comunități amenințate trebuie luate în considerare. Din cauza distribuției reduse, aceste specii sau comunități sunt mai predispușe la riscul dispariției în habitatele izolate (Bennett, 2003). La nivel global, desemnarea coridoarelor se realizează în jurul speciilor focale. Se utilizează distribuția și cerințele (nevoile) de habitat pentru a determina mărimea și configurația coridorului ecologic (Anderson și Jenkins, 2006). Mișcarea între insulele de habitat este dependentă de distribuția spațială a populației și acestor

insule în cadrul peisajului (Kettunen et al., 2007).

Conectivitatea funcțională este specifică speciei și totodată specifică peisajului (Noss & Daly 2006, Taylor et al. 2006 în Kettunen et al. 2007). Aceasta se datorează faptului că cerințele de conectivitate a speciilor depind de un număr de factori care se referă la specii focale, inclusiv distribuția lor spațială și dinamica populației, mișcarea și capacitatea de colonizare. Aceste cerințe variază de la un loc la altul în funcție de configurația insulelor de habitat și a proprietăților mediului înconjurător (Kettunen et al. 2007).

Desemnarea coridoarelor ecologice se poate realiza luând în considerare specii focale asimilate speciilor umbrelă, emblematice, vulnerabile, indicatoare sau cheie (Lambeck, 1997), deoarece chiar speciile de faună sunt principalii beneficiari ai unei rețele de conectivitate eficient dezvoltate. Astfel, studiul/modelul trebuie să țină cont de cerințele speciei, rolul ecologic (prădător, pradă), comportamentul, cerințele de habitat, activitățile cu impact asupra speciei etc. De exemplu, probabilitatea ca un individ să folosească un coridor depinde de distanța pe care trebuie să o parcurgă de-a lungul coridorului, de mobilitate acestuia și de manifestarea unui anumit tip de comportament (Anderson și Jenkis 2006). Dacă proiectarea coridorului se face doar în jurul unei specii focale, trebuie să se țină cont că aceste proiecții nu asigură protejarea tuturor speciilor sau a habitatelor de interes (Anderson și Jenkis 2006). O abordare mai cuprinzătoare este cea care ia în considerare nevoile mai multor specii focale, care ocupă o varietate de habitate și nișe. În acest fel, coridoarele proiectate asigură conectivitatea la nivelul complexelor ecologice și conectivitatea evoluționară.

Deplasarea indivizilor pentru obținerea hranei, alegerea unui partener, marcarea teritoriului etc. reprezintă factori importanți legați de ecologia speciei focale. Cunoașterea modului de deplasare în cadrul teritoriului și a frecvenței de utilizare a anumitor tipuri de habitate sau anumite zone, oferă informații importante privind potențialul de izolare față de alți indivizi sau alte populații, precum și informații privind modul de utilizare a habitatelor. De asemenea, o evaluare a relațiilor interspecifice dintre speciile prezente în același habitat este importantă în selectare speciilor focale, respectiv în proiectarea cu succes a coridoarelor. Dacă o specie este dependentă de alte specii pentru deplasare, coridoarele trebuie să fie proiectate pentru a satisface nevoile ambelor specii (Hilty et al., 2006).

Biologia speciilor focale în relație cu modul de hrănire reprezintă un factor determinant în proiectarea coridoarelor. Lindenmayer și Nix (1993) în Anderson și Jenkins (2006) arată că prezența hranei este esențială când animalele trebuie să stea o perioadă de timp într-o zonă de coridor. Comportamentul exploratoriu al speciilor de faună este puternic corelat cu comportamentul de hrănire, motiv

pentru care activitatea de căutare a hranei impune căutarea acelor habitate în care deplasarea sau hrănirea să se poate face în siguranță și cu consum minim de energie.

Probabilitatea ca animalul să aleagă coridorul depinde de percepția acestuia privind calitatea coridorului în comparație cu habitatul de origine (Anderson și Jenkis 2006). În cele din urmă, capacitatea animalului de a traversa coridorul depinde de găsirea de resurse necesare în cadrul coridorului și de evitarea prădătorilor sau a altor factori de mortalitate (Rosenberg et al. 1997).

Multe specii de mamifere utilizează diferite categorii de coridoare în perioada imediat următoare separării de părinți, când exemplarele tinere părăsesc locul de origine pentru a-și stabili noi teritorii (Beier, 1995). În mod frecvent, coridoarele sunt folosite în deplasările sezoniere și în perioadele de împerechere etc. De asemenea, organizarea socială a speciei este un factor ce poate influența alegerea unui coridor. În cazul speciilor teritoriale (ex. lupul) prezența altor exemplare din aceeași specie poate favoriza utilizarea de urgență a unui coridor, chiar dacă acesta nu îndeplinește la momentul respectiv toate criteriile pentru a fi considerat un coridor favorabil. **Interacțiunile interspecifice și intraspecifice** sunt factori importanți în planificarea conectivității. Unele specii sociabile pot să nu utilizeze coridoarele decât dacă se deplasează în grup (Laurance, 1990 în Hilty et al., 2006).

Luarea în considerare la alegerea speciilor focale a toleranței acestora față de factorul antropic devine importantă indiferent de scara la care se propune coridorul. Speciile cu o toleranță ridicată față de om nu reprezintă o alegere bună. Cu toate acestea trebuie ținut cont că în cazul speciilor de faună, îndeosebi a mamiferelor, toleranța față de prezența umană este îndeosebi o caracteristică individuală și nu una a speciei.

Alegerea unei specii focale (umbrelă) în vederea proiectării unui coridor ecologic trebuie să țină cont de minim două aspecte: (1) specia trebuie să fie ușor de identificat și monitorizat; (2) alegerea mai multor specii reprezintă o abordare mai reală (Roberge și Angelstam 2004) și eficientă.

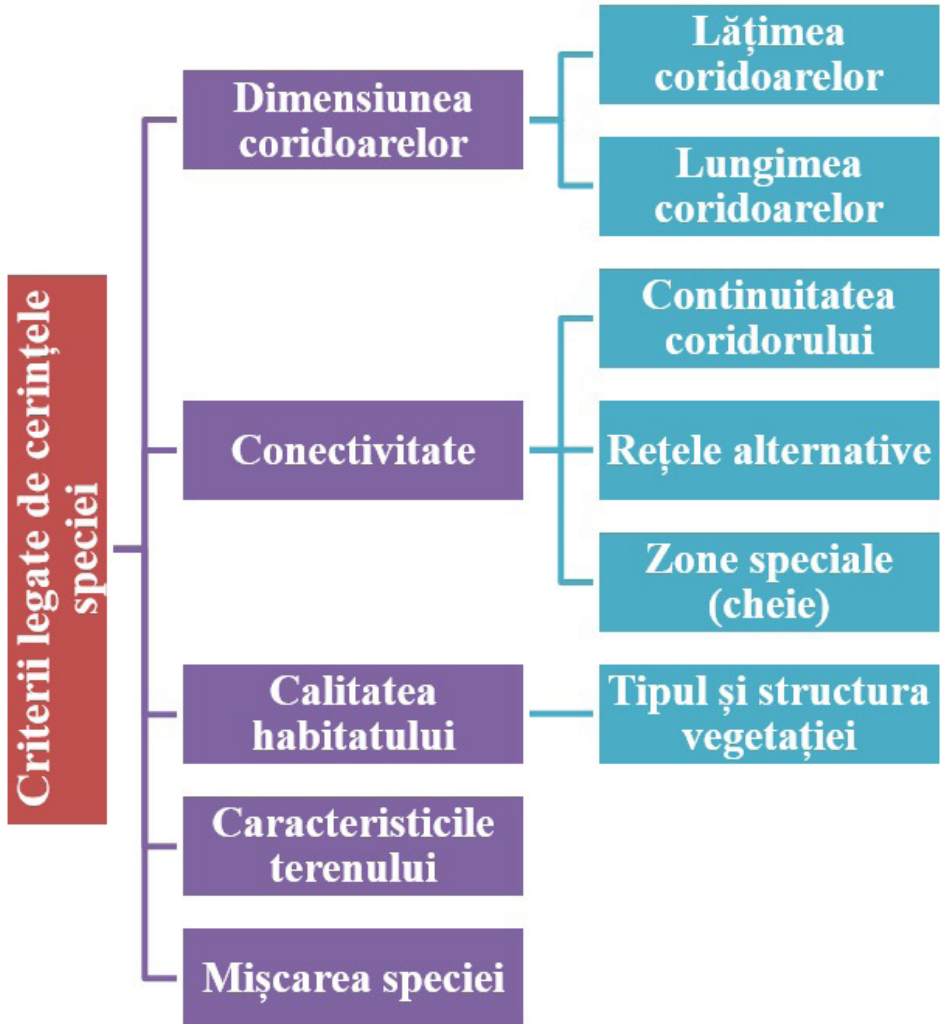
Specie umbrelă = O specie a cărei conservare conferă o umbrelă protectoare numeroaselor specii co-existente.

Specia umbrelă este caracterizată

- de cerințe specifice de habitat,
- cerințele zonei,
- numărul de specii cu care se suprapun.

## Cerințele speciei

Identificarea unui coridor ecologic necesită cunoștințe de ecologie a speciilor, cum ar fi rolul ecologic (de exemplu, prădător și pradă), hrănire și comportament, cerințele de habitat și organizare socială.



Criterii biologice inițiale de identificare a coridoarelor ecologice

### 2.4.1.2. Mișcarea speciilor

Înțelegerea mișcării unei specii poate oferi informații despre scara temporală la care ar trebui să se realizeze identificarea și desemnarea coridoarelor astfel încât o populație să nu devină izolată (Hilty et al., 2006). Conceptul de *metapopulație*, ca teorie, a avut la bază deplasarea indivizilor între insule de habitat (unde sunt prezente diverse populații ale aceleiași specii). În plan secundar, demografia speciei umbrelă este importantă fiind influențată atât de caracteristicile și morfologia speciei, cât și de calitatea coridorului. Capacitatea redusă de deplasare a animalelor are o serie de consecințe majore:

- limitează capacitatea de a suplimenta populațiile în scădere;
- limitează recolonizarea habitatelor unde au loc extincții sau este împiedicată colonizarea unor habitate noi (Bennett, 2003).

Pentru populațiile fragmentate, mișcarea este "cheia supraviețuirii" (Opdam, 1990 în Bennett, 2003).

Scara coridorului este strâns legată de capacitatea de mișcare a speciilor (Van der Sluis et al., 2004). În general, speciile de dimensiuni reduse, relativ imobile solicită coridoare la nivel local. Ierbivorele mari și carnivorele au nevoie de coridoare la scară mare (chiar continentală), iar păsările migratoare au rute de migrație de-a lungul unor continente.

### 2.4.1.3. Dimensiunea coridoarelor

Dimensiunea coridoarelor reprezintă un criteriu important în procesul de identificare a coridoarelor, însă pentru a demara dimensionarea acestora este necesar să fie stabilit scopul pentru care coridorul este desemnat. La dimensionare trebuie să se țină cont de: (a) nivelul de biodiversitate ce este vizat de coridor - individ, specie, populație, ecosistem, (b) scara la care este planificat - local, regional, continental, (c) rolul potențial - deplasări zilnice, dispersie, conservare pe termen lung (Hilty et al. 2006) și specia/speciile pentru care este desemnat.

Pe lângă continuitate și calitatea habitatului, studiile arată că dimensiunile coridoarelor joacă un rol important în îndeplinirea scopului coridorului. Atât lungimea, cât și lățimea coridorului sunt factori importanți în facilitarea mișcării animalelor. Structura vegetației poate fi considerată o a treia dimensiune, cea verticală.

### **a. Lățimea coridorului**

Lățimea determină cât din interiorul unui coridor este expus unor perturbări sau efecte de margine, fie naturale sau provocate de om, din matricea înconjurătoare (Anderson & Jenkis 2006). Cu cât lățimea coridorului este mai mare habitatul interior va oferi mai multă protecție pentru speciile sensibile la efectele de margine sau la alte perturbări (Anderson & Jenkis 2006).

Calitatea coridorului influențează alegerea lățimii coridorului deoarece menținerea unei calități ridicate a coridorului presupune păstrarea unei zone suficient de întinse pentru a proteja habitatul interior de efectele de margine și pentru a permite producerea perturbărilor naturale la scară mică și succesiunea naturală (Noss, 1991). Pentru speciile care sunt sensibile la efectele de margine, coridoarele trebuie să fie suficient de largi pentru a reține în zona centrală o zonă cu habitate favorabile unde efectul de margine este estompat.

Lățimea necesară a unui coridor variază în funcție de obiectivele generale, dar și în funcție de nevoile fiecărei specii. În general, coridoarele destinate speciilor mari, vulnerabile la perturbări antropice, ar trebui să fie cât mai late (Anderson și Jenkis 2006). Cu cât coridorul este mai lung, există premisa ca animalele ce traversează zona să utilizeze mai mult resursele de-a lungul coridorului, generând un impact asupra relațiilor inter și intraspecifice. Pentru deplasări pe distanțe lungi, coridorul este necesar să fie mai lat, cu scopul de a găzdui animalele și de a ușura găsirea hranei pe parcursul trecerii (Beier, 1995). Acest lucru este important mai ales pentru speciile care sunt sensibile la perturbare antropică și pentru speciile cu viteză de deplasare redusă (care deci necesită resurse de hrană de-a lungul coridorului, pentru a-l putea parcurge).

Pentru a estima lățimea minimă a coridoarelor pentru speciile de mamifere, Harrison (1992) în Anderson și Jenkins (2006) sugerează utilizarea mărimii teritoriului femelelor, acestea fiind la majoritatea speciilor fidele zonelor unde s-au născut și crescut (filopatric), deplasări ample fiind înregistrate doar sezonier sau accidental.

### **b. Lungimea coridoarelor**

Lungimea unui coridor este un element important, principalul criteriu ce trebuie considerat la dimensionarea lungimii este specia sau speciile pentru care acest coridor este planificat. Pentru specii cu deplasări reduse, lungimea coridorului trebuie să fie minimă, de ordinul zecilor de metri, în timp ce pentru specii cu deplasări ample, lungimea poate fi de ordinul kilometrilor. În general, coridoarele mai scurte oferă o conectivitate mai crescută decât cele mai lungi (Hilty et al. 2006).

Alegerea zonelor care minimizează lungimea și maximizează lățimea este ideală pentru coridoarele continue. Același concept se aplică și coridoarelor întrerupte (stepping stone) unde fiecare zonă componentă trebuie să fie suficient de mare pentru a menține integritatea habitatului (Hilty et al. 2006), ceea ce permite uneori lungimi mari ale coridoarelor. Mortalitatea și viteza de deplasare a speciilor determină lungimea maximă a unui coridor. Viteza depinde de modul de deplasare. Pentru unele animale traversarea pe distanțe scurte poate dura ore sau zile, în timp ce o pasăre s-ar putea deplasa 100 km în același interval de timp. De asemenea, 10 km de coridor ar fi prea mult pentru o broască, mai ales în cazul în care sunt prezenți prădătorii. Prin urmare, cu cât coridorul este mai lung, cu atât mai repede trebuie să se deplaseze animalul pentru a ajunge cu succes la celălalt capăt.

#### 2.4.1.4. Continuitatea coridorului

Gradul de conectivitate dorit depinde de natura speciei și a proceselor ecologice pentru care coridorul este proiectat (Anderson & Jenkis 2006). Menținerea sau îmbunătățirea continuității este un criteriu cheie, totuși, în zone dezvoltate, acest criteriu nu poate fi întotdeauna respectat în procesul de planificare/identificare a coridoarelor.

Pentru unele specii de plante și animale nu este necesară o conexiune continuă, putând fi utilizate zone întrerupte (eng. steppingstones), ce pot fi și zone protejate, pe care speciile le pot utiliza în timpul deplasării sau migrației (Bennett 2003). Întreruperile pot duce la creșterea mortalității pentru speciile mai puțin mobile sau cele vulnerabile la schimbările microclimatului cum sunt salamandrele (Rosenberg et al. 1997).

Cu excepția cazului în care studiile dovedesc contrariul, abordarea conservatoare a menținerii sau restabilirii continuității totale poate fi cea mai bună strategie pentru asigurarea supraviețuirii speciilor focale, având în vedere cercetările care arată că lipsa de continuitate într-un coridor afectează funcția acestuia (Hilty et al. 2006). Utilizarea în modelare a criteriului de continuitate permite o mai bună detectare a gradientilor ecologici într-un peisaj (Amici et al. 2010), respectiv facilitează planificarea unei rețele de coridoare favorabilă mai multor specii de faună și oferă conectivitate multidirecțională între mozaicuri de ecosisteme de la 1 la 1.000 km<sup>2</sup> (Anderson & Jenkis 2006).

Existența unor **căi alternative de trecere între habitate** reprezintă un alt factor important ce determină gradul de conectivitate și funcționalitate a coridorului. Rutele alternative, existente în condiții ce permit trecerea în siguranță a speciilor de faună, reduc gradul de pierdere totală a conectivității,

indiferent de scara la care ea este planificată. Mai multe astfel de căi alternative duc la creșterea probabilității ca animalele să găsească și să utilizeze coridoarele (Noss, 1991, Beier, 1995). Existența rutelor alternative necesită însă o abordare diferită în procesul de monitorizare, iar funcționalitatea trebuie analizată pe întreg ansamblul de rute și nu pe fiecare rută independent.

Pe lângă căile alternative, un alt factor important îl constituie **zonele cheie** („noduri” de rețea sau insule de habitat). Acestea sunt, în general, zone incluse în arii protejate (ce beneficiază de o protecție legală) sau insule de habitat nealterat (de obicei inaccesibile activităților umane, unde protecția este rezultatul factorilor de mediu). Astfel de zone pot oferi resurse suplimentare animalelor fiind importante pentru procesele ce au loc de-a lungul coridoarelor (Anderson & Jenkins 2006). Utilitatea acestor zone cheie este diferită de la specie la specie, resursele existente și suprafața lor fiind elemente ce determină oportunitatea stabilirii unor asemenea zone. În identificarea și planificarea rețelelor de coridoare, existența unor astfel de zone cheie este deosebit de utilă.

#### 2.4.1.5. Calitatea coridoarelor

Calitatea habitatului de-a lungul coridoarelor determină dacă speciile vor utiliza aceste zone. Ca atare, coridoarele desemnate trebuie să reprezinte un habitat de o calitate ridicată sau să faciliteze mișcarea animalelor sălbatice. Tilman et al. (1997) indică faptul că pentru a fi eficient, habitatul de-a lungul unui coridor trebuie să aibă o calitate mai ridicată decât zonele fragmentate. Calitatea coridoarelor este considerată cu atât mai ridicată cu cât structura ecosistemului, inclusiv diversitatea ecologică a speciilor native, este mai apropiată de cea naturală, și cu cât perturbarea antropică este mai redusă, chiar minimă (Noss 1991). Astfel, elementele cheie ale calității coridorului se referă în general la vegetație, topografie și gradul de perturbare antropică.

În cazul speciilor de faună terestră, structura vegetației ca element biocenotic al habitatului este, pe lângă lățimea și lungimea coridorului, cea de a treia dimensiune ce afectează funcționalitatea unui coridor. Acest criteriu este unul calitativ, influențând eficiența coridorului. În funcție de speciile luate în considerare în planificare, habitatul favorabil deplasării poate fi compus din vegetație ierboasă (de dimensiuni variabile), vegetație arbustivă sau arborescentă. Așa cum s-a menționat mai sus, pentru a avea calitate ridicată și implicit eficiență este de dorit ca identificarea/desemnarea unui coridor să se realizeze în acele zone în care vegetația este apropiată de cea naturală și impactul antropic este minim.



Referitor la vegetație trebuie considerat rolul pe care îl are aceasta pentru fiecare specie aleasă. Ideal, coridoarele ar trebui să conțină specii autohtone, caracteristice ecosistemului în cauză. Dacă mișcarea animalelor este principalul scop, atunci vegetația trebuie să ofere hrană sau protecție împotriva variațiilor microclimatului sau a prădătorilor (Hilty et al. 2006). Ca atare, menținerea sau reintroducerea speciilor de plante natural caracteristice este o primă cerință pentru eficiența coridorului (Anderson & Jenkis 2006). Nu doar compoziția în specii, ci și structura verticală a vegetației influențează bogăția și prezența animalelor în coridoare (Hilty et al. 2006). O diversitate structurală verticală dată de prezența mai multor etaje de vegetație, oferă beneficii unui număr mai mare de specii (Forman & Baudry 1984), măbind astfel calitatea coridorului.

#### **2.4.1.6. Topografia terenului**

Deși aceste criterii caracterizează calitatea habitatului, în acest material sunt tratate separat, datorită importanței pe care o au în modelarea ecologică. Caracteristicile terenului influențează identificarea/proiectarea coridoarelor și oferă indicii despre cea mai bună locație a coridoarelor. Studiile au arătat că prezența speciilor nu depinde doar de caracteristicile habitatului într-un anumit loc, ci sunt afectate de caracteristicile întregului peisaj (Bolger et al. 1997, Gascon et al. 1999, Ricketts et al. 2001 în Hilty et al. 2006). Trăsăturile caracteristice ale terenului influențează atât distribuția speciilor, cât și planificarea diferitelor activități umane. Perpetuarea oricărei populații a unei specii într-o regiune depinde de densitatea și proximitatea altor populații din regiune. Când habitatul speciei este fragmentat sau degradat, arealul de distribuție se modifică devenind insular, cu repercursiuni asupra fondului genetic. Ca atare, menținerea conectivității trupurilor de habitate favorizează areale de distribuție compacte suficient de mari pentru asigurarea perpetuării metapopulațiilor, asigurând astfel o conectivitate evolutivă.

Atunci când se discută despre caracteristicile terenului, trebuie luate în considerare atât habitatele fragmentate, cât și coridorul ce le unește. Speciile pot avea diferite niveluri de răspuns în raport cu deplasarea față de habitatul favorabil, astfel încât unele specii pot fi găsite mai departe de zonele de habitat natural decât altele (Ricketts et al. 2001). Râurile sunt frecvent o componentă fundamentală a coridoarelor ecologice deoarece acestea tind să concentreze biodiversitate și să servească drept căi pentru deplasarea organismelor și a materialelor (Noss 1991). Ca atare, multe coridoare cuprind zone de vale unde se regăsesc ecosistemele ripariene, iar menținerea acestora este importantă pentru a proteja ecosistemele acvatică și procesele hidrologice.

#### 2.4.1.7. Criterii socio-politice

În general, literatura de specialitate în acest domeniu nu ia în considerare în cele mai multe cazuri criteriile socio-politice, limitându-se la aspectele pur biologice. Bennett (2003) propune criterii socio-politice, subliniind importanța acestora în completarea celorlalte criterii de ordin biologic. Atingerea obiectivelor de conservare reclamă înțelegerea atât a aspectelor biologice, cât și socio-politice, activitățile practice necesare menținerii coridoarelor fiind de cele mai multe ori puse în practică de proprietarii și administratorii de terenuri.

Un alt factor important este **folosința terenului**, aceasta dictând tipul de vegetație care poate exista pe suprafața respectivă. Nu în ultimul rând, **modul de administrare și administrarea în sine**, sunt factori importanți, aceștia influențând direct menținerea sau refacerea vegetației conform cu folosința terenului. La fel ca în cazul tipului de proprietate, pentru eficiență este de dorit ca terenurile să fie administrate corespunzător folosinței și administrarea pe cât posibil să se facă unitar.

De asemenea, **strategiile de dezvoltare pe termen mediu și lung** existente la nivel național, regional și local trebuie luate în considerare în planificarea coridoarelor ecologice. Dezvoltarea marilor proiecte de infrastructură este inevitabilă. Ca atare, trebuie să se țină cont de astfel de proiecte în identificarea/proiectarea coridoarelor ecologice, prin adoptarea unor soluții de compromis care să asigure gradul dorit de conectivitate. Se impune deci integrarea eforturilor de identificare/proiectare a coridoarelor ecologice **cu alte programe de dezvoltare durabilă** (Bennett 2003).

În cazurile în care terenurile ce urmează a fi incluse în cuprinsul coridoarelor nu aparțin statului (cazul cel mai probabil și în România), ci altor proprietari, **sprijinul sau cel puțin acceptul** (i.e. lipsa opoziției) **comunităților și proprietarilor** este esențial pentru succesul eforturilor de conservare (Bennett 2003). Ca atare, este necesară și foarte importantă conștientizarea comunităților locale prin informarea corectă asupra obiectivelor de conservare și mai ales asupra efectelor acestora asupra activităților umane. În completare, oferirea de alternative sau compensații financiare pentru susținerea eforturilor de conservare (i.e. pentru acceptarea unor restricții de utilizare a resurselor și implicit asumarea unor pierderi economice), devin indispensabile desemnării în practică a coridoarelor ecologice.

## 2.5. Date necesare pentru identificarea coridoarelor ecologice

Hilty et al. (2006) indică o listă cu seturile de date (unele incluse în hărți), clasificându-le în:

- Date referitoare la caracteristicile terenului: altitudine, hidrologie, temperaturi, precipitații, zone umede, soluri, geologie;
- Date despre vegetație: tipuri de vegetație, fotografii aeriene recente, fotografii aeriene din trecut;
- Date despre dezvoltarea zonei: cadastru, terenuri agricole, recensământ, schimbări ale utilizării terenului.
- Date specifice: evaluare națională sau regională a numărului de păsări, localizarea speciilor amenințate, harta habitatelor, distribuția speciilor de animale, modele ale apariției speciilor.

Cele mai des utilizate metode de proiectare a coridoarelor ecologice conțin tehnici de analiză a regresiei pentru a determina relația dintre variabilele de mediu (luate ca variabile independente în model), extrase dintr-o bază GIS, și prezența unei anumite specii ca variabilă dependentă a modelului (Hilty et al. 2006). Cele mai des întâlnite exemple de variabile independente utilizate sunt: altitudinea, tipul de vegetație, densitatea drumurilor. Această abordare pleacă de la premisa că prezența unei specii este legată de caracteristicile mediului fizic, mediului biologic și mediului antropic (construit) (Hilty et al. 2006).

Având în vedere cele menționate mai sus, în lumina criteriilor descrise în acest raport, un model complet ar trebui să ia în calcul și criteriile socio-politice. Cele mai importante care lipsesc din exemplele de mai sus sunt proprietatea asupra terenurilor, folosința (uneori sau chiar deseori aceasta – i.e. land use - putând fi diferită față de vegetația actuală – i.e. land cover) și administrarea. Desigur importanța nivelului de acceptanță sau sprijin din partea comunităților / proprietarilor nu este deloc de neglijat însă cuantificarea acestei variabile este mai dificilă.

## **2.6. Identificarea coridoarelor**

1. Înțelegerea contextului regional
2. Selectarea scopului coridorului/a zonei de studiu
3. Cartarea habitatelor naturale

Pașii urmați:

1. Definirea atributelor critice ale coridoarelor

### **a) Matrice**

-Matricea reprezintă intercalarea ecosistemelor naturale cu cele antropizate în contextual definițiilor despre complexele de ecosisteme. Matricea poate să reprezinte fie o barieră sau o alternativă penetrabilă, un spațiu pentru specii în a utiliza coridorul. Matricea poate să genereze surse de hrană, apă sau adăpost pentru speciile care utilizează coridorul.

### **b) Zone mici rămase**

-forma și mărimea acestora este foarte importantă în procesele ecologice  
-efectele de margine sunt maximizate sau minimizate în funcție de caracteristicile zonelor mici rămase (LaGro 1991)

### **c) Conectivitatea rețelei de coridore ecologice**

Conectivitatea peisajului se referă la gradul în care toate nodurile dintr-un sistem sunt conectate de coridore.

### **d) Lungime**

Se analizează caracteristicile speciei: viteza de deplasare, distanța deplasărilor zilnice.

### **e) Lățime**

Trebuie să fie suficient de lat încât să asigure adăpost împotriva prădătorilor, să asigure mișcarea, zone de cuibărit și oportunități de hrănire. Un coridor îngust are șanse mari să înregistreze mortalități la margine. Se presupune că acele coridore mai late sunt mai eficiente decât cele înguste.

### **Marginea coridorului**

Speciile nu migrează către marginea coridorului dacă aceasta este “dură”. Marginea coridorului nu va fi utilizată dacă în interiorul acestuia se regasesc

habitate propice de dimensiuni ridicate și speciile manifestă preferințe pentru acestea.

#### **f) Structura**

Coridorul are o structură internă: lățimea, stratificarea pe verticală și înălțime. Un coridor cu diversitate ridicată poate să înregistreze un număr mai ridicat de animale care traversează. De asemenea, trebuie să dețină condiții de adăpost și locuri de cuibărire. Acest coridor trebuie să prezinte elemente care să permită utilizarea sa de o gamă cât mai largă de specii (patura ierbacee, vegetație arbustivă, vegetație semiarbustivă, păduri mixte, pietre, cioate)

#### **g) Compoziție**

Identificarea speciilor ținta pentru coridor

Inventarierea biofizică a caracteristicilor coridorului.

### **2.7. Identificarea speciilor focale, a habitatelor și a proceselor ecologice**

Criterii pentru selectarea speciilor:

- Criterii de habitat:

Arii întinse pentru menținerea unor populații viabile

Arii sensibile/specializate pentru cerințe particulare de habitat (care se bazează doar pe un tip de habitat)

Dependența de habitate rare și dispersate

- Criterii privind istoria vieții:

Abilitate limitată de dispersie

Concentrare zilnică/sezonală a populațiilor

Cerințele ridicate de hrană

Reproducere specializată/reproducere redusă sau fecunditate

Cerințe dietetice specializate

Sensibilitate la schimbările climatice

- Alte criterii:

Fără specii invasive

## 2.8. Verificarea în teren a zonelor rezultate

Există multe modalități posibile pentru identificarea conectivității ecologice. Un număr mic de opțiuni la fiecare din variantele utilizate în analiză va genera mai multe combinații decât pot face practic obiectul unei analize de sensibilitate (McCarthy and Burgman, 1995). Prin urmare, cele mai multe analize vor lua în considerare doar o alegere sau cel mult 3 opțiuni în combinație, menținând constanți alți factori. Acest tip de analiză nu poate dezvălui modul în care rezultatele vor fi diferite în funcție de combinațiile dintre alți factori. Cu toate acestea, chiar și o analiză constrânsă poate sugera măsurile necesare pentru a reduce incertitudinea și care să ofere părților interesate informații utile.

În al doilea rând, pentru că analiza incertitudinii este specifică unor anumitor condiții (peisaj, categorie de folosință etc.), rezultatele sale nu pot fi extrapolate la alte condiții. În anumite situații/peisaje părțile interesate ar putea dori doar să știe dacă un anumit coridor este robust la ipotezele sale, caz în care generalizarea este o problemă cunoscută. Cu toate acestea, pentru a avansa în știința de planificare a conservării, este de recomandat efectuarea analizelor de incertitudine pe un spectru divers de peisaje artificiale sau reale pentru a identifica tipurile de peisaje pentru care o abordare este adecvată.

În al treilea rând, principalele întrebări pentru analiza incertitudinii sunt modul în care o alegere afectează localizarea unui coridor modelat și cât de bine proiectarea servește fiecărei specii. Erorile probabil tind să fie exagerate prin procese reflectate în primele puncte de decizie. Ca rezultat, fiecare coridor pentru o singură specie este, probabil, mai puțin robust decât s-ar dori în practică. Cu toate acestea unele procese reflectate în modelare, probabil, ar atenua unele erori și incertitudinea în modelele individuale de specii. În special, adăugarea unor specii-umbrelă și extinderea legăturii pentru a minimiza efectele de margine sau ca o acoperire împotriva schimbărilor climatice va tinde să scadă riscul ca un habitat important pentru orice specie individuală să fie slab acoperit de către coridor.

### 3. MANAGEMENTUL CORIDOARELOR ECOLOGICE

Pentru a răspunde diferitelor provocări ale conservării peisajelor mari trebuie să existe în primul rând o colaborare între părțile interesate (organizații, comunități, persoane fizice și guvern). Cele mai bune soluții apar atunci când cei cu viziuni diferite se întâlnesc pentru a găsi o perspectivă comună. Nici o organizație nu poate aborda singură provocările peisajului la schimbările climatice sau la utilizarea terenurilor, ci trebuie să existe colaborare între părțile interesate care pot investi în jurul acestei probleme legate de conectivitate.

#### 3.1. Măsurile de management ale coridoarelor ecologice

##### 3.1.1. Măsurile pentru refacerea, îmbunătățirea, menținerea conectivității coridoarelor

Principala funcție a coridoarelor ecologice este de a facilita deplasarea speciilor și extinderea arealelor ocupate de speciile de plante.

Una din cele mai radicale schimbări pe care a suferit-o peisajul în ultimele decenii în România a fost crearea și extinderea rețelei de infrastructură, fapt care a dus la reducerea conectivității între habitate naturale și mai ales la izolarea unor segmente din cadrul populațiilor unor specii de fauna sălbatică. Efectele negative ale drumurilor asupra conectivității pot fi următoarele: pierderea habitatului prin ocupare; efectul de barieră fizică și psihică; mortalitate, inclus prin coliziunea cu mijloace de transport; perturbarea și poluarea cauzată de vehicule; efectul de margine al acostamentelor.

Atunci când nevoia reducerii efectelor fragmentării conduce la impunerea unor măsuri de management pentru refacerea, îmbunătățirea, menținerea conectivității coridoarelor și pentru construirea pasajelor ecologice care să protejeze viața sălbatică, investiția care trebuie făcută este adesea privită ca un cost suplimentar. De aceea trebuie subliniată importanța evitării fragmentării de la bun început, lăsând intacte coridoarele ecologice existente, atât cât se poate, sau contribuind la îmbunătățirea stării lor.

Pierderea biodiversității cauzate de degradarea conectivității coridoarelor ecologice poate include: mortalitatea, pierderea habitatului și degradarea acestuia, poluarea, alterarea microclimatului în interiorul coridorului, precum și intensificarea activității umane în ariile adiacente. Toate acestea pot genera pierderi considerabile și inclusiv degradarea habitatelor naturale. În plus, drumurile și căile ferate intens circulate au impus bariere de mișcare

pentru multe dintre animale, bariere care pot izola populațiile și pot duce la scăderea fluxului de gene în timp atrăgând după sine efecte negative ireversibile pe termen lung.

### **3.1.2. Refacerea și restaurarea conectivității în zone cu infrastructură construită**

Refacerea conectivității coridoarelor ecologice în zone cu infrastructură construită reprezintă o măsură de management în două situații:

- Infrastructura existentă este abandonată (fie au fost dezvoltate alte alternative, fie ea a fost degradată ireversibil de factori naturali sau antropici, fie este o infrastructura temporară)
- Infrastructura construită nu a permis, pe distanțe de ordinul kilometrilor, trecerea mamiferelor de talie mică, a amfibienilor sau a reptilelor

Mai puțin întâlnite sunt situațiile în care infrastructura este abandonată, specific fie sectoarelor scurte de drumuri fie drumurilor județele sau comunale din zonele montane. În majoritatea situațiilor, habitatele naturale se reinstalează parțial în perioade relativ scurte de timp. Măsura de restabilirea a conectivității pe termen scurt vizează demolarea infrastructurii existente și refacerea habitatelor naturale (Bork&Rypel 2020). Practic prima etapă a procesului presupune îndepărtarea acelor elemente de infrastructură ce s-au constituit ca barieră pentru fauna din zonă. În a doua etapă este necesară refacerea habitatelor (zone umede, pădure etc.).

În cea de a doua situație, permeabilizarea infrastructurii pentru mamifere mici, amfibieni și reptile presupune identificarea zonelor favorabile pentru aceste specii de-a lungul infrastructurii și amenajarea în acele locuri de trecători adecvate, sub formă de subtraversări. Acțiunea se constituie ca refacere doar în contextul în care permeabilitatea a fost inexistentă. În condițiile în care există un minim de permeabilitate, acțiunea este una de îmbunătățire.

Dezafectarea infrastructurii inutile este necesară atunci când elemente de infrastructură au fost construite etapizat în funcție de direcțiile de dezvoltare a regiunilor. Acestea vor fi supuse dezafectării totale cu refacerea habitatului inițial sau transformării într-un drum cu categorie inferioară, sau potecă pentru biciclete cu efect de barieră mult mai redus.



În afara faptului că prezintă un pericol iminent pentru oameni și poate cauza pierderi materiale însemnate, mortalitatea animalelor de talie mare pe drumurile publice cauzată de coliziunile cu vehicule poate avea o influență directă asupra faunei, îndeosebi asupra mamiferelor și păsărilor. În general numărul real al accidentelor cu efect fatal este mult mai mare decât numărul raportat de autorități. Măsurile care este necesar să fie adoptate pentru reducerea riscului de accidente rutiere sunt în general orientate către influențarea comportamentului șoferilor implicați în trafic și mai rar sunt adoptate pentru a influența comportamentul animalului (Bork&Rypel 2020).

Cele trei abordări elementare în refacerea conectivității

### **1. Schimbarea comportamentului speciei prin utilizarea de reflectoare, zgomot, sisteme de detectare a animalelor;**

a) *Reflectoare*, utilizate pentru a îndepărta speciile prin detectarea mișcării și aprinderea lor imediată.

b) *Zgomot*. Așa cum este cazul gardurilor virtuale (eng. *virtual fence*), care detectează intensitatea traficului prin intermediul farurilor mașinilor și emit un zgomot pentru a îndepărta speciile atenționându-le astfel că traficul este intens și nu pot trece. În timp speciile deprind care este momentul în care pot traversa.

c) **Sisteme de detectare a animalelor**. Aceste sisteme utilizează diferite tipuri de senzori pentru a detecta prezența animalelor de talie mare din apropierea drumului. Dacă un animal este detectat, se activează un sistem de avertizare sonoră sau luminoasă ce atenționează șoferii din trafic.

### **2. Schimbarea comportamentului șoferilor: semne cu mesaje tradiționale și variabile, creșterea vizibilității pentru șoferi, ajustarea traficului în zone sensibile, reducerea vitezei maxime de circulație legală, educarea;**

a) *Semne cu mesaje tradiționale și variabile*. Acestea pot fi indicatoare sau panouri de avertizare și au scopul de a informa șoferii despre posibilitatea prezenței animalelor sălbatice în zonă, pentru a-i avertiza de necesitatea reducerii

vitezei. Eficiența acestora depinde în mare măsură de răspunsul șoferilor. Acestea pot fi:

- Indicatoare standard de avertizare. Aceste indicatoare sunt plasate în locațiile critice din punctul de vedere al riscului coliziunilor cu animalele sălbatice sau domestice.



Semn de avertizare in Donana Natural Park Spania (original)

Indicatoare non-standard, de dimensiuni mari. Acestea pot fi de diferite forme și mărimi, cu textul și reprezentarea grafică a animalelor sălbatice din zonă, culori stridente, iluminate, etc.



Exemplu panou cu mesaj permanent (original)

*b) Creșterea vizibilității pentru șoferi.* În general, un șofer din trafic are la dispoziție 0.7-1.5 secunde de la detectarea animalului pentru a frâna sau a efectua manevra de evitare a impactului cu animalul de pe șosea. Acest timp este cu atât mai mare cu cât șoferul sesizează mai rapid prezența animalului. Pentru a favoriza acest lucru, se pot utiliza diferite soluții tehnice, cum ar fi: iluminatul drumului, îndepărtarea vegetației înalte de pe lângă drum și îndepărtarea troienelor de zăpadă de pe lângă drum.

*c) Ajustarea traficului în zone sensibile.* În cele mai multe cazuri reducerea volumului traficului pe un tronson de drum are multiple efecte benefice asupra mediului înconjurător. În primul rând, se reduce frecvența accidentelor rutiere, dar și impactul negativ al drumului prin poluarea aerului, poluare fonică, efectul de fragmentare etc.



Panou de avertizare pe autostradă în Grecia (original)

*d) Reducerea vitezei maxime de circulație legală.* Studiile de specialitate arată că o reducere a vitezei maxime admise de la 90km/h la 70km/h a cauzat reducerea numărului de accidente pe tronsoanele respective. În cele mai multe cazuri această măsură se aplică în combinație cu alte măsuri care vizează comportamentul șoferilor sau al animalelor.

### **3. Separarea șoferilor de specii prin construirea de garduri, pasaje subterane, pasaje supraterane, poduri lungi;**

#### Garduri

Gardurile sunt foarte utile în atenuarea impactului infrastructurii, însă este foarte important ca acestea să fie adaptate taliei speciilor din zona în care este instalat.

- Pasajele subterane s-au dovedit a fi cele mai ieftine și eficiente, dar și cel mai des utilizate de către speciile de fauna.





Exemplu de pasaj subteran cu gard de protecție instalat în Donana National Park – Spania  
(original)

Pasajele supratereștrii s-au dovedit a fi cele mai scumpe și eficiente, și sunt des utilizate de către speciile de faună acolo unde sunt instalate la densități ridicate.



Exemplu de pasaj supratran în Donana National Park – Spania (original)

Impactul măsurilor de atenuare prezentat de Huijser et al. 2007. National Wildlife Vehicle Collision Study: Report to Congress., FHWA, USA

Măsura de atenuare	Cost (\$/km/an)	% procent reducere	Reducere efect de barieră
Reflectoare pentru cerb și oglinzi	\$495	0%	Nu
Fluier pentru cerb	\$23.5	0%	Nu
Semne de avertizare standard	\$18	0%	Nu
Semne de avertizare sezonale	\$27	26%	Nu
Îndepărtarea vegetației	\$500	38%	Nu (creștere)
Gard cu trecere	\$5,585	40%	nu se știe cu exactitate
Sistem de detectare animal (SDA)	\$31,300	30-82%	Nu
Gard (inclusiv cu barieră dig)	\$3,760	87%	Nu (creștere)
Sistem combinat de gard cu trecere și SDA	\$9,930	82%	?
Gard cu pasaj subteran	\$5,860	87%	Potențial
Gard cu pasaj supratran	\$26,485	87%	Potențial
Gard cu pasaj subteran și supratran	\$7,510	87%	Potențial

### **3.1.3. Menținerea conectivității în zonele în care se planifică dezvoltarea infrastructurii**

*Planificarea dezvoltării infrastructurii rutiere/feroviare.* Principiile privind includerea considerentelor de prevenire a fragmentării habitatelor naturale încă din faza de planificare este foarte importantă în domeniul dezvoltării infrastructurii rutiere și feroviare, luând în considerare faptul că efectul de barieră a acestora poate să fie foarte accentuat, uneori chiar absolut, blocând în totalitate mișcarea naturală a faunei. O atenție sporită trebuie acordată acelor zone de o mare prioritate pentru conservare și zonelor care nu sunt fragmentate. Principiul de baza este ca abordarea preventivă este mai eficientă ecologic și economic în reducerea efectelor negative ale fragmentării habitatului. Acolo unde evitarea nu este posibilă, menținerea conectivității trebuie să fie parte integrantă a planificării încă de la debut. Beneficiarii și factorii interesați trebuie să facă eforturi de la faza de planificare pentru a menține structurile ecologice cu rol de conectivitate ale habitatelor și populațiilor speciilor prezente în zona în care se planifică infrastructura. Planificatorul trebuie să abordeze din perspectivă ecologică prezența râurilor și pădurilor riverane, a trupurilor de pădure și a zonelor cu arbuști, a rețelelor de garduri vii și a aliniamentelor, dar și a digurilor și a podețelor, care frecvent sunt zone de deplasare sau refugiu pentru specii.

Planificatorul trebuie să se asigure că infrastructura planificată integrează în zonele cheie măsuri de menținere a legăturilor între habitate (conectivitate structurală) și măsuri de reducere a mortalității (conectivitate funcțională). În general pentru speciile de mamifere mari se propun ca soluții traversări supra-infrastructură, iar pentru mamifere mici, amfibieni și reptile se propun traversări sub-infrastructură (integrate în infrastructura de transport). La acestea se planifică și măsuri de prevenție a accidentelor reprezentate de sisteme de semnalizare, garduri, amenajarea vegetației, bariere de zgomot etc.

### **3.1.4. Realizarea și întreținerea structurilor de trecere pentru animale**

Pasajele pentru traversarea în siguranță a drumurilor de către animale sălbatice reprezintă structuri cu importanță majoră pentru prevenirea mortalităților cauzate de accidente rutiere. Includerea lor în planurile noilor structuri este o prioritate absolută, dar trebuie analizată și posibilitatea aplicării lor la structurile vechi, existente. Realizarea de trecători poate fi o soluție atât în procesul de îmbunătățire (pot fi construite elemente noi, aferente infrastructurii existente), dar cu siguranță reprezintă soluții cheie pentru menținerea conectivității (ca element în planificarea infrastructurii noi)

În conformitate cu *Manualul european pentru identificarea conflictelor și proiectarea soluțiilor legate de fragmentarea habitatelor cauzată de infrastructura rutieră* editată sub egida Cooperarea Europeană în Știință și Tehnologie (Iuell et al. 2003), pasajele sunt necesare pentru animale unde:

- Un drum sau o linie de cale ferată duce la pagube semnificative sau pierderea de habitate, comunități sau specii.
- Un drum sau o linie de cale ferată afectează speciile care sunt în mod special sensibile la bariere și mortalitate cauzată de trafic.
- Permeabilitatea generală a teritoriului, de exemplu, conectivitatea între habitate în zone largi, este semnificativ afectată de către dezvoltarea infrastructurii.
- Pasajele de faună sunt considerate a fi o soluție convenabilă pentru diminuarea efectelor de barieră într-un context specific.
- Alte măsuri, mai puțin costisitoare, sunt probabil mai puțin eficiente.
- Un drum sau o linie de cale ferată are garduri pe toată lungimea.

Aceste măsuri de creștere a permeabilității infrastructurii de transport presupun împiedicarea accesului animalelor pe infrastructură. Necesitatea și posibilitățile tehnice aplicării acestor măsuri trebuie luate în considerare chiar din faza de planificare a infrastructurii rutiere, deoarece realizarea ulterioară a lor este foarte costisitoare sau chiar imposibilă.

Combi-nația dintre garduri și pasajele pentru animale reprezintă una dintre cele mai eficiente măsuri de prevenire a mortalității. Realizarea pasajelor pentru animale deasupra sau dedesubtul drumului sau facilitarea utilizării elementelor existente de infrastructură (poduri, viaducte, tunele etc) pe post de pasaj de către animale.

Pentru ca aceste structuri să poată funcționa ca pasaje pentru animale, trebuie asigurate câteva condiții esențiale:

- Zona de pasaj trebuie să rămână într-o stare cât mai naturală;
- Trebuie să se evitate blocarea trecerii animalelor;
- Trebuie redus la minimum posibil deranjul antropic în zona acestor pasaje și în zonele adiacente.



### **3.1.5. Reducerea fragmentării cauzate de schimbarea modului de utilizare a terenurilor**

Schimbarea modului de utilizare a terenurilor poate să aibă un efect negativ asupra stării de conservare a biodiversității nu numai prin degradarea habitatelor și prin efectul de fragmentare. Odată cu avansarea gradului de antropizare al unei suprafețe de teren, gradul de permeabilitate al acestuia pentru specii scade proporțional. În acești planificatorii și autoritățile trebuie să țină cont de următoarele:

- Se va acorda o atenție deosebită în cadrul procedurilor de avizare și autorizare, a planurilor sau proiectelor care se desfășoară în arealul de răspândire a faunei sălbatice de interes conservativ și au obiectul de a schimba utilizarea terenurilor într-una din următoarele categorii: zone construite cu orice destinație, zone industriale, zone îngrădite, facilități sportive care implică spații largi fără vegetație, terenuri arabile etc, care prezintă un grad scăzut de permeabilitate.
- Se va lua în calcul efectul de barieră a acestor proiecte în toate cazurile în care este susceptibil ca acestea să se suprapună cu rutele tradiționale de mișcare a faunei sălbatice sau că pot periclita conectivitatea siturilor Natura 2000.
- În cazul în care realizarea planului sau a proiectului este indicată în ciuda efectelor negative susceptibile, se va apela la utilizarea unor soluții tehnice compensatorii pentru asigurarea permeabilității.
- Se va evita includerea în intravilan a terenurilor din jurul localităților încât să nu se ajungă la contopirea localităților de-a lungul unei văi sau a unui drum, formând astfel bariere liniare absolute, de dimensiuni mari.

### **3.2. Măsuri pentru menținerea funcției de habitat a coridoarelor**

Importanța funcțiilor de habitat a coridoarelor ecologice poate fi realizată prin menținerea sau crearea unei lățimi considerabile a coridorului pentru a reduce suprafața efectelor de margine din acesta. Astfel, coridorul va putea fi accesat de un număr mai mare de specii, incluzând și specii ce preferă să utilizeze zona centrală a coridorului. Lățimea coridorului trebuie să țină cont de biologia speciilor în raport cu factorii ecologici locali (Saunders&Hobbs).

Majoritatea coridoarelor din România situate în zonele dezvoltate sau agricole sunt de două tipuri:

- coridoare care urmăresc cursurile de apă și sunt constituite în general din vegetație ripariană
- coridoare realizate pe terenuri uscate, spre exemplu vegetația de pe marginea drumurilor, benzi de vegetație ce despart terenurile agricole sau perdele de vegetație cu rol de protecție.

De asemenea, este de remarcat faptul că în habitatele forestiere din România există numeroase drumuri forestiere. Acestea nu prezintă efect de barieră semnificativ, dar pot influența fauna sălbatică în mod indirect, prin crearea căilor de acces pentru activități forestiere, prin perturbarea locurilor de reproducere și iernat, prin accesul necontrolat al turiștilor, vânătorilor, pescarilor etc. Practic, acestea contribuie la creșterea presiunii antropice asupra habitatelor naturale. În aceste situații în care structura habitatului nu este afectată, însă degradarea habitatului afectează funcționalitatea, se impun măsuri restrictive în activitățile curente, cu caracter temporar, precum limitarea accesului noaptea în fond forestier, materializarea zonelor de liniște a vânatului în zonele identificate ca și coridor sau habitat cheie.

### **3.3. Măsurile pentru menținerea rolului de barieră sau filtru a coridoarelor**

Pentru menținerea rolului de barieră sau filtru a coridoarelor este necesar a stabili cu precizie obiectivul asumat, deoarece a gestiona un coridor, natural sau antropic, ce are și rol de barieră sau filtru poate avea impact negativ asupra unor specii, dar pozitiv asupra altora, motiv pentru care în cazul acestor categorii de măsuri monitorizarea este extrem de importantă (Saunders&Hobbs).

De exemplu, un râu cu habitatele învecinate reprezintă un coridor pentru pești, amfibieni, lilieci etc., dar reprezintă o barieră pentru unele specii de mamifere mici sau specii de nevertebrate. Pot fi identificate cel puțin trei situații în care obiectivele asimilate unui filtru sau barieră pot fi prioritare celor de permeabilizare:

- 1) Limitarea extinderii arealului speciilor invazive ce se folosesc de conectivitate la fel ca speciile indigene;
- 2) Reducerea posibilității de hibridizare între diferite populații sau specii;
- 3) Menținerea unei populații doar într-un anumit areal sau limitarea accesului în anumite zone (spațiu urban, terenuri agricole etc.)

În aceste situații, studii aprofundate sunt necesare pentru a identifica cu precizie relațiile funcționale ale ecosistemului și pentru a identifica soluții de întrerupere a conectivității doar pentru acele specii pentru care menținerea într-un anumit spațiu este un obiectiv definit pe principii ecologice sau sociale.

### **3.4. Măsuri pentru menținerea rolului de receptor/sursă**

Prin capacitatea de a prelua specii de faună, coridorul ecologic reprezintă un receptor de faună din populațiile sursă învecinate și la rândul lui, îndeplinind anumite condiții devine habitat sursă. În practică, un coridor ecologic funcțional reprezintă un habitat ce este utilizat fie permanent, fie temporar de indivizii dintr-o anumită specie. Prezența permanentă a unei specii este determinată de factorii favorabili pentru acea specie. Mărimea habitatului, structura lui, lipsa barierelor, prezența prăzii sau a prădătorilor după caz etc. reprezintă elemente ce determină funcționarea coridorului. Degradarea condițiilor de habitat face ca rolul de receptor/sursă să fie alterat, existând riscul creșterii mortalităților, respectiv scăderea capacității funcționale a coridorului (Saunders&Hobbs).

Menținerea rolului de receptor/sursă este importantă în cazurile coridoarelor mari ce au ca obiectiv conectarea populațiilor izolate sau creșterea arealului anumitor specii (vulnerabile, periclitare sau dacă e cazul reintroduse). Măsurile ce se impun trebuie planificate pe termen lung și în general vizează reducerea presiunilor antropice și îmbunătățirea calității habitatelor. Este de preferat ca la planificarea sau desemnarea acestor coridoare să se țină cont de ariile protejate existente în care se implementează deja măsuri de conservare a biodiversității ce facilitează planificarea pe termen lung.

Principala măsură ce trebuie considerată este menținerea suprafeței habitatelor utile scopului propus. De exemplu, în cazul mamiferelor este necesară menținerea habitatelor forestiere, în cazul unor specii de nevertebrate a pășunilor sau în cazul peștilor este nevoie de conectarea lacurilor în cadrul unor rețele locale sau după caz regionale.

## 4. ANALIZA CONTEXTULUI POLITICILOR INTERNAȚIONALE PRIVIND CONECTIVITATEA ȘI CONSERVAREA

### 4.1. Cadrul general

În timp ce importanța conectivității ecologice este din ce în ce mai recunoscută de factorii de decizie și de practicieni, există provocări semnificative pentru integrarea considerațiilor de conectivitate în politici, procese de planificare și practici de management (Lausche & colab. 2013, Keeley et al. 2019). O problemă fundamentală este că conservarea conectivității este o problemă complexă de politică transversală care necesită coordonare între jurisdicții, sectoare și niveluri de guvernare (Lausche et al. 2013, Moore & Shadie 2007). Speciile sălbatice sunt o „resursă fugară” ale cărei căi de deplasare respectă rareori granițele jurisdicționale; ca urmare, zonele critice pentru conectivitatea ecologică se întind adesea pe o matrice de tipuri de proprietate, de la terenuri de lucru proprietate privată până la zone de „utilizare multiplă” pe terenuri publice. Cadrele juridice naționale și regimurile de politici asociate cu sectoarele agricole, transport, resurse de apă, silvicultură și planificare teritorială sunt relevante, deoarece guvernează și influențează terenurile și resursele de care depind speciile pentru habitat și mișcare. În același timp, politicile subnaționale coordonate și procesele de colaborare sunt, de asemenea, esențiale pentru conservarea conectivității pe teren.

Procesele de planificare locală și regională sunt esențiale în adaptarea instrumentelor de politici pentru contexte specifice, în obținerea consensului între diversele părți interesate și în implementarea intervențiilor care echilibrează eficient conservarea conectivității și utilizarea durabilă a terenurilor în peisaje complexe (Howlett 2009, Moore & Shadie 2007, Worboys & Pulsford 2011).

Cu toate acestea, în ciuda importanței tot mai mari a politicilor de conectivitate, au existat relativ puține investigații empirice ale instrumentelor de politici și ale abordărilor de guvernare pentru implementarea conservării conectivității la scara peisajului, în special în diverse contexte regionale. În timp ce cercetările recente au evidențiat planuri și instrumente specifice conectivității, s-a acordat mai puțină atenție strategiilor integrate de conservare a conectivității care implică utilizarea sinergică a cadrelor juridice și a instrumentelor de politică sectorială și intersectorială. Într-adevăr, având în vedere natura transversală

a conservării conectivității la scara peisajelor mari, abordările integrate ale elaborării politicilor și practicilor sunt esențiale (Worboys et al. 2010, Lausche et al. 2013, Arts et al. 2017).

Politicile pot fi înțelese util ca un mijloc sau un scop pentru abordarea problemelor publice. Obiectivele sunt rezultate dorite (sau „scopuri”), în timp ce instrumentele de politică sunt mijloacele pentru atingerea obiectivelor (Howlett 2009). Instrumentele pentru politici sunt adesea caracterizate pe baza resurselor pe care le folosesc pentru a influența comportamentul țăintelor acestora – indivizi, grupuri și actori guvernamentali a căror acțiune colectivă este necesară pentru a atinge obiectivele politicilor (Schneider & Ingram 1990). Instrumentele informaționale, cum ar fi furnizarea de formare și informare, sunt instrumente de „consolidare a capacităților” care sunt utilizate atunci când se presupune că obiectivele politicilor își vor schimba comportamentele dacă au cunoștințele sau abilitățile necesare pentru a face acest lucru (Schneider & Ingram 1990, 2012). Instrumentele financiare, cum ar fi mecanismele de compensare sau subvențiile fiscale, se bazează pe ipoteza că obiectivele politicilor vor răspunde stimulentele financiare. Instrumentele de reglementare, cum ar fi permisele și restricțiile de zonare utilizează mandate și autoritatea statului pentru a modela comportamentele țintă (Howlett 2009).

O altă distincție este între instrumentele de politică de fond și procedurale. Instrumentele de politică de fond influențează direct furnizarea de bunuri și servicii în sfera publică, în timp ce instrumentele procedurale, cum ar fi comitetele de conducere, inter-agențiile sau reorganizările birocratice, modelează rezultatele în mod indirect, influențând procesele de politici (Howlett 2005).

La nivelurile internaționale sau constituționale de guvernare, obiectivele și instrumentele de politici, cum ar fi cele din lege, sunt adesea vagi și abstracte. Ca parte a procesului de implementare, acestea sunt operaționalizate de agențiile de stat și rețelele partenerie în planuri strategice și de politici administrative și, ulterior, sunt adaptate pentru a sprijini implementarea de către partenerii cooperanți în contexte specifice (Moulton 2017, Howlett 2009, Lynn. et al. 2000). Este important de menționat faptul că problemele publice, în contexte de guvernare pe mai multe niveluri, sunt rareori abordate prin politici compuse din obiective și instrumente unitare. În contextul conservării biodiversității, o combinație diversă de instrumente de politică este esențială pentru a viza diferite tipuri de actori cu diferite tipuri de proprietate (Gunningham & Young 1997, Doremus 2003). Noile politici din orice sector trebuie, de asemenea, să

funcționeze eficient cu obiectivele și instrumentele deja existente. Într-adevăr, provocările pentru proiectarea politicilor și realizarea obiectivelor cresc odată cu numărul de sectoare și niveluri de guvernare într-un anumit domeniu de politică (Howlett et al. 2015). În astfel de contexte, integrarea politicilor este esențială, deși dificil de realizat.

Integrarea politicilor se referă la coordonarea eficientă între sectoare și niveluri de guvernare în proiectarea și implementarea politicilor care abordează o problemă transversală (Howlett & Del Rio, 2015, Candel & Biesbroek 2016). Candel și Biesbroek (2016) notează că sunt câteva dimensiuni sau indicatori diferiți ai integrării politicilor care se încadrează de-a lungul unui spectru și sunt clasificați de la slabi la puternici. O dimensiune se referă la coerența obiectivelor politicii, acestea fiind compatibile/sinergice și pot fi atinse simultan, fără compromisuri semnificative. În contextul conservării conectivității, de exemplu, obiectivele pentru producția forestieră durabilă și conservarea conectivității sunt cel mai adesea coerente (Worboys et al. 2010). Deși coerența obiectivelor legale este importantă, integrarea obiectivelor poate fi considerată cea mai puternică atunci când preocupările legate de problema transversală sunt identificate în strategiile și politicile operaționale ale tuturor agențiilor sectoriale relevante la nivelul operațional de guvernare (adică integrarea orizontală) (Nilsson et al. 2012, Candel & Biesbroek 2016). Prin urmare, coerența există pe un spectru și poate fi măsurată prin evaluarea gamei de politici în care problema transversală a fost adoptată ca scop și gradul în care este compatibilă cu alte obiective sectoriale (Candel & Biesbroek 2016).

O altă dimensiune a integrării se referă la coerența instrumentelor de politici, deoarece instrumentele consecvente funcționează eficient împreună, mai degrabă decât în scopuri transversale (Howlett & Rayner 2009; Candel & Biesbroek 2016). Atunci când noile instrumente de politici sunt doar „stratificate” pe regimurile de politici existente, fără niciun efort de integrare și coordonare, rezultatul este adesea confuz și răspunsurile sunt contradictorii, prin prisma obiectivelor politicilor crescând, astfel, șansele de eșec (Howlett & Rayner 2007). Într-adevăr, în timp ce instrumentele de politici sunt de obicei identificate în cadrele legale, consistențele (sau inconsecvențele) reies cel mai evident în implementarea pe teren (Sabatier 1986). Având în vedere importanța coordonării între diferiții actori sectoriali pentru coerența obiectivelor și implementarea consecventă a instrumentelor de politici de fond, prezența instrumentelor de politici procedurale, cum ar fi forumurile cu mai multe părți interesate sau comitetele de conducere inter-agenții, reprezintă un indicator important al

integrării politicilor.

Cadrele politicilor, care se referă la modul în care o problemă de politici este definită în mod obișnuit, reprezintă un alt indicator al integrării. Acolo unde o problemă transversală este definită în mod restrâns (de exemplu, ca o problemă de transport, mai degrabă decât o problemă multisectorială), gradul de integrare este slab. În schimb, integrarea puternică este evidentă atunci când se recunoaște că problema este transversală și ar trebui abordată de mai multe sectoare. O dimensiune finală și conexă a integrării îl reprezintă gradul de implicare sectorială (sau subsistem). Când există un sector dominant care este implicat în guvernarea problemei, integrarea este slabă. Atunci când toate sectoarele relevante sunt implicate în abordarea problemei și există un grad ridicat de interacțiune între actorii din diferite domenii de politică, integrarea poate fi caracterizată ca fiind ridicată (Candel & Biesbroek 2016).

Integrarea și implementarea politicilor sunt procese dinamice care sunt modelate de o serie de variabile contextuale. La niveluri superioare de guvernare, cum ar fi locurile internaționale sau constituționale de luare a deciziilor, dependențele de traseu istoric și preferințele socio-politice influențează selecția unor tipuri specifice de instrumente (de exemplu, stimulente financiare și instrumente bazate pe piață, mai degrabă decât reglementări) (Peters 2015). Identificarea obiectivelor și a instrumentelor de politică care sunt coerente și în concordanță cu cadrele de politici existente necesită o expertiză analitică semnificativă, care poate fi limitată sau distribuită inegal între organizații sau niveluri de guvernare într-un domeniu de politici (Tosun & Treib 2018). Colaborarea și coordonarea eficientă între sectoare și organizații este, de asemenea, esențială pentru realizarea integrării politicilor. În timp ce capacitatea managerială și instrumentele procedurale, cum ar fi comitetele de conducere inter-agențiile, sunt esențiale în acest sens, ele trebuie să fie susținute de un angajament politic (Candel & Biesbroek 2016, Chindarkar et al. 2017). Într-adevăr, politica este adesea cea mai profundă barieră pentru integrarea politicilor. Politicile sectoriale existente beneficiază adesea de grupuri de interese economice înrădăcinate, care își folosesc puterea politică pentru a rezista dezvoltării și implementării politicilor integrate. Interesele și stimulentele actorilor din birocrățiile de stat sunt de asemenea relevante. Birocrățiile de stat concurează adesea pentru resurse și autoritate și pot rezista eforturilor de integrare a politicilor care le-ar putea reduce autonomia și discreția de luare a deciziilor. În Europa, aceste variabile au însemnat că integrarea politicilor în sectorul forestier este adesea un obiectiv retoric mai degrabă, decât un rezultat politic substanțial (Winkel & Sotirov, 2016).



## 4.2. Contextul național

Au existat schimbări semnificative în instituțiile românești în ultimii 100 de ani, cu implicații de durată pentru utilizarea terenurilor și guvernarea mediului. Prima schimbare instituțională semnificativă a avut loc în 1948, când România a devenit țară comunistă. Sub regimul comunist, cantități semnificative de teren aparținând proprietarilor privați, comunităților locale și altor entități au fost transferate în proprietatea statului (inclusiv 70% din terenurile împădurite) (Abrudan et al. 2009). Planificarea de mediu și luarea deciziilor au fost extrem de centralizate, cu oportunități reduse de implicare a societății civile. Actorii din sectorul privat au fost marginalizați (Buzogany 2015). Cenzura informațiilor științifice, aplicarea limitată a reglementărilor, corupția și încălcările drepturilor civile au fost comune (O'Brien 2005). În același timp, a existat o reglementare relativ strictă a utilizărilor terenurilor forestiere, iar exploatarea resurselor forestiere a fost limitată (Munteanu et al. 2016). Gestionarea faunei sălbatice a fost, de asemenea, accentuată pentru a menține populații mari de ungulate și urși în beneficiul elitelor.

Tranziția României la democrație și aderarea la Uniunea Europeană (UE) au precipitat al doilea și al treilea val de reforme instituționale. Odată cu deschiderea arenei politice la începutul perioadei post-comuniste, partidele pro-mediu au câștigat locuri în parlament, în timp ce liberalizarea pieței a împuternicit actorii din sectorul privat. Reformele constituționale au transferat puterea de luare a deciziilor și autoritatea către guvernele subnaționale (de exemplu, județene și locale) (Pridham 2007). De asemenea, a fost inițiat un proces complex și adesea haotic de restituire a terenurilor, care continuă până în zilele noastre. Începând cu 1991, Guvernul României a început un proces de retrocedare a pădurilor pentru a returna pădurile de stat proprietarilor lor de dinainte de 1948. Ca urmare a legilor succesive de retrocedare, se estimează că aproximativ 60% din pădurile deținute și administrate anterior de stat vor reveni în proprietate privată sau colectivă (Scriban et al. 2019, Abrudan 2012). În anul 2011 a urmat un alt nivel de elaborare a politicilor, extinzându-se numărul și influența actorilor capabili să modeleze politicile și implementarea lor în teren. În linii mari, reformele din ultimii 30 de ani au înregistrat o schimbare fundamentală de la un regim de guvernare centralizat și unitar la un regim de guvernare pe mai multe niveluri, caracterizat prin legături verticale și interacțiuni la toate nivelele (local, național și internațional) și legături orizontale între state, actori privați și societatea civilă (Bache 2010). În ciuda schimbării în contextul guvernării, moștenirile erei comuniste, cum ar fi capacitatea administrativă slabă a statului, lipsa cooperării

cu organizațiile societății civile și participarea limitată a publicului, rămân bariere semnificative pentru implementarea politicilor (Wegener 2011, Mikulcuk et al 2013).

### **4.3. Cadru legislativ și instrumente existente**

Instrumentele de politică care emană de la mai multe niveluri de guvernare sunt relevante pentru conservarea conectivității în România. La nivel internațional, Strategia UE pentru biodiversitate pentru 2030 solicită dezvoltarea unei rețele transeuropene de natură bine protejată, care să protejeze 30% din suprafața terestră a UE și să fie conectată prin coridoare ecologice. O astfel de rețea urmează să fie construită pe baza rețelei existente de arii protejate „Natura 2000”, stabilită în conformitate cu Directiva Păsări (CEE) și Directiva Habitat (CEE) a UE, ca piatră de temelie a conservării biodiversității în UE (Evans 2012). Scopul Natura 2000 este de a menține speciile și habitatul într-o stare de conservare favorabilă prin „desemnarea și implementarea măsurilor de conservare care să integreze cerințele economice, sociale și culturale și caracteristicile regionale și locale” (Comisia Europeană 1992). Articolul 10 din Directiva Habitate invită statele membre să ia în considerare desemnarea habitatelor care promovează conectivitatea în cadrul rețelei Natura, iar îndrumările pentru punerea în aplicare a Articolului 10 subliniază importanța dispozițiilor legate de conectivitate pentru răspunsul și adaptarea la schimbările climatice (Kettunen et al. 2014).

În cadrul Natura 2000, statele membre UE sunt obligate să elaboreze legi care să transpună și să adopte legislația UE pentru implementare în contextul lor național (Winkel et al. 2016). După ce legislația este în vigoare, statele membre sunt obligate să desemneze două tipuri diferite de arii protejate: zone de protecție specială și situri de importanță comunitară. Există relativ puține criterii asociate cu desemnarea, statul membru își păstrează autoritatea de a desemna zone specifice și de a dezvolta planuri de management și măsuri pentru conservarea speciilor și a habitatului. Cu toate acestea, deși selecția sitului ar trebui să se bazeze pe știința conservării, implicarea părților interesate locale este esențială pentru identificarea măsurilor de management durabil în contexte specifice (Winkel et al. 2015, Stringer et al. 2013). La nivel intern în România, Ordonanța de Urgență a Guvernului nr. 57/2007 și Legea 49/2011 transpun legislația UE pentru înființarea ariilor protejate Natura 2000. În plus, ele prevăd desemnarea coridoarelor spațial explicite pentru animale sălbatice pe baza informațiilor științifice (GoR 2011, Ioja et al. 2010, Manolache et. al. 2017), fără a avea însă un normativ de desemnare, coridoarele ecologice fiind asimilate ariilor protejate, lucru care contravine practicilor internaționale, așa cum au fost descrise de către Hilty et al. 2020.

În România, politica sectorului forestier este deosebit de importantă pentru conservarea conectivității ecologice (Stanciou et al. 2018, Abrudan 2012). Conform Codului Silvic din 2008, care articulează obiectivele de bază și instrumentele de politică pentru managementul pădurilor, terenul forestier național este împărțit în următoarele patru categorii: proprietate publică a statului, proprietate publică a comunităților locale (sate, orașe, orașe), proprietate privată, proprietate a comunităților locale și proprietate privată a persoanelor fizice și juridice (persoane fizice, biserici, școli, asociații) (GoR 2008). România este relativ unică prin faptul că toate categoriile de proprietate forestieră sunt supuse aceluiași cadru de reglementare și aceluiași cerințe de proces (Abrudan 2012). Una dintre aspectele fundamentale este că terenurile forestiere desemnate nu pot fi convertite în non-păduri (adică terenuri agricole). Pădurile trebuie, de asemenea, gestionate pentru a asigura menținerea compoziției speciilor naturale și a funcțiilor ecologice. Pentru atingerea acestor obiective, Codul forestier conține mai multe prevederi de reglementare pentru managementul silvicol (utilizarea limitată a tăierilor, rotații de tăiere de peste 100 de ani etc). Acestea sunt operaționalizate în planuri de amenajare forestieră impuse de lege, care sunt întocmite pentru ocoalele silvice private sau de stat (compuse din agregate de parcele forestiere proprietate privată sau de stat) de către firme specializate de amenajări forestiere (Abrudan et al. 2009).

Un alt cadru legal cheie cu relevanță pentru conectivitate este Legea 407/2006 privind vânatoarea și gestionarea faunei sălbatice (GoR 2006). Ca și resursele forestiere, speciile de faună sălbatică sunt considerate a fi o resursă regenerabilă și un bun public de interes național și internațional. Obiectivele cheie includ gestionarea durabilă a vânatului pentru conservarea biodiversității, oportunități durabile de vânatoare și dezvoltare socio-economică. Regimul de management al speciilor implică desemnarea fondurilor cinegetice, care cuprind adesea mai mulți proprietari. Instrumentele de reglementare de bază identificate în lege includ: controlul strict al activităților umane cu impact direct sau indirect asupra populațiilor de specii (de exemplu, pășunat, câini fără stăpân, turism); desemnarea „zonelor de liniște”, cu utilizare limitată, în zone precum coridoarele pentru animale sălbatice sau zonele de reproducere; și prevenirea braconajului prin monitorizare și aplicare (GoR 2006).

Legile administrative și procedurale transversale sunt, de asemenea, relevante pentru conservarea conectivității. Legea administrației publice locale (Legea 215/2001) și legea amenajării teritoriului și urbanismului (Legea 350/2001) sunt remarcabile, deoarece clarifică autoritatea, sfera spațială și funcția diferitelor niveluri de guvernare în amenajarea teritoriului. Legea administrației publice locale este fundamentală pentru strategia de descentralizare a României.

Acesta prevede că funcțiile cheie ale serviciului public și de luare a deciziilor ar trebui să fie centrate la nivel județean și local (adică comune și orașe) și prevede transferuri de venituri de la statul central, pentru implementare.

Legea amenajării teritoriului și urbanismului prevede o abordare integrată ierarhic și orizontal a amenajării teritoriului. La nivel național, Ministerul Dezvoltării Regionale și Administrației Publice are sarcina de a elabora reglementările de planificare, de a colabora cu alte ministere pentru îmbunătățirea coordonării intersectoriale și de a colabora cu consiliile de dezvoltare regională, consiliile locale (reprezentând comune, orașe) și consiliile județene (reprezentând județele). Consiliile județene stabilesc orientări generale privind organizarea și dezvoltarea urbană și ajută la coordonarea și acordarea de asistență tehnică consiliilor locale. Consiliile locale sunt în cele din urmă responsabile pentru implementarea instrumentelor de dezvoltare urbană și de utilizare a terenurilor, cum ar fi delimitările zonale sau măsurile fiscale în jurisdicțiile lor (Pridham 2007). O altă politică procedurală critică este Legea privind evaluarea impactului asupra mediului (EIM) (GoR 2018). Legea EIM din România transpune cerințele UE pentru EIM și conturează criteriile pentru declanșarea analizei de mediu și oportunități de participare publică pentru programe, proiecte și planuri care pot afecta mediul (Munteanu et al. 2019).

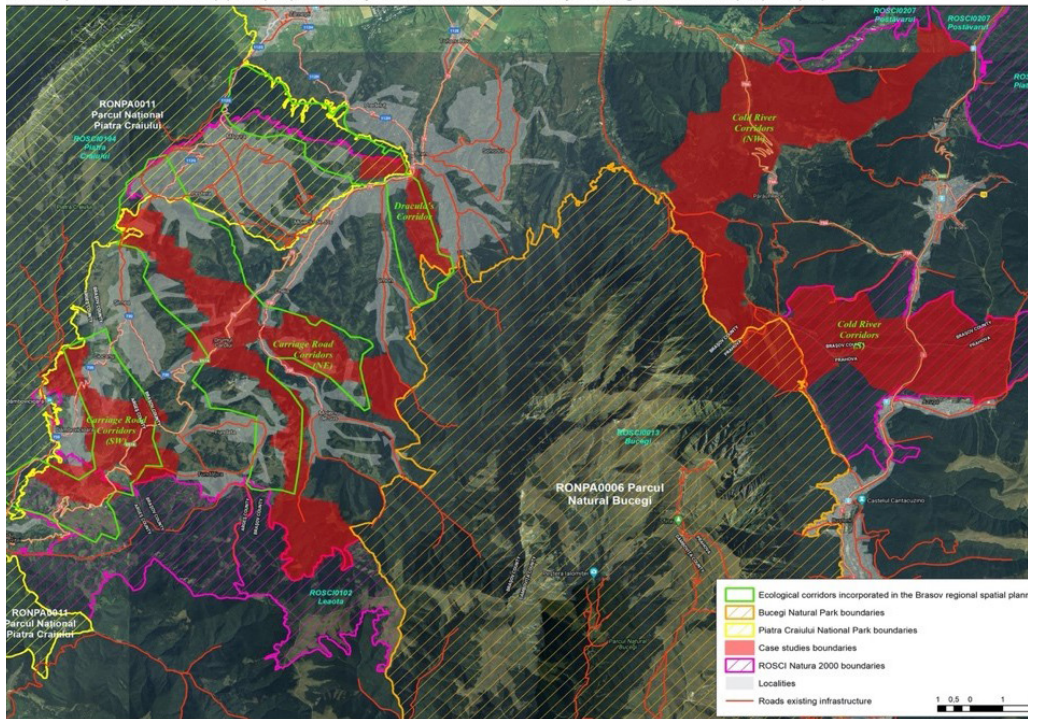
#### 4.4. Politici intersectoriale

La nivelul UE, integrarea intersectorială este recunoscută în mod explicit ca fiind esențială pentru conservarea conectivității (Winkel et al. 2015). Conservarea biodiversității și implementarea Natura 2000 sunt strâns legate de alte politici și instrumente sectoriale ale UE, cum ar fi Fondul european pentru agricultură și pentru dezvoltare rurală – instrumentul principal al politicii agricole comune (CAP). Fondul UE pentru Dezvoltare Rurală oferă finanțare statelor membre, o parte semnificativă fiind alocată proprietarilor privați de teren, afectați de reglementările pentru conservarea biodiversității în zonele împădurite și agricole (Kettunen et al. 2014).

În ciuda accentului puternic pus pe integrarea politicilor la nivelul UE, în România acesta rămâne slab – atât din punct de vedere al încadrării, cât și al integrării trans-sectoriale. Conservarea conectivității este identificată ca o strategie de adaptare la schimbările climatice în Strategia națională a României privind schimbările climatice (2013-2020) care menționează conservarea coridoarelor ca un obiectiv cheie pentru facilitarea mișcării speciilor (GoR 2012). Natura trans-sectorială a conservării conectivității este, de asemenea, articulată în mod clar în Strategia și Planul de acțiune național al României pentru biodiversitate 2013-2020, care include obiective operaționale pentru conservarea coridoarelor în diferite sectoare (amenajarea teritoriului, turism, transport și energie) (GoR 2014a). Cu toate acestea, aceste obiective nu sunt prezente în strategiile și planurile sectoriale. Nu există obiective pentru menținerea sau atenuarea impactului asupra mișcării speciilor în Master Planul General de Transport al României 2014-2030, care prevede o extindere semnificativă a autostrăzilor majore din Munții Carpați (GoR 2103b). Oportunitățile de integrare prin intermediul instrumentelor de politică la nivelul UE au fost, de asemenea, limitate. În Programul național de dezvoltare rurală al României pentru 2014-2020, de exemplu, care este susținut de CAP, criteriile de acordare a plăților pentru costurile de conformitate cu reglementările privind biodiversitatea sunt vagi („zone care se confruntă cu constrângeri naturale sau alte constrângeri specifice”) (GoR 2014a). De asemenea, identificarea și delimitarea coridoarelor în planurile de amenajare naționale și județene nu a avut loc în afara celor delimitate în județul Brașov.

### Ecological network – The green circulatory system of the Carpathians

Case study 1: Cold river corridors (S) and (NW), Case study 2 Dracula's corridor, Case study 3 Carriage road corridors (SW) and (NE)



Exemplu de rețea de coridoare ecologice în Județul Brașov (original)



#### **4.5. Integrarea politicilor și implementarea politicilor: bariere și factori posibili în județul Brașov**

La scara peisajului din județul Brașov s-au analizat și evidențiat barierele și factorii de sprijin pentru implementarea instrumentelor de politici pentru conservarea conectivității. O problemă critică identificată o reprezintă capacitatea limitată în cadrul instituțiilor de stat și al ONG-urilor. Siturile Natura 2000 nu au fost amplasate strategic pentru a conecta eficient zonele protejate de bază dintre Piatra Craiului și Bucegi. De asemenea, acestea au fost dezvoltate cu o participare minimă din partea părților interesate local, ceea ce a generat opoziție și conflict, având în vedere restricțiile de reglementare privind dezvoltarea pe care Natura 2000 le presupune adesea. Aceste provocări au fost un produs al capacității analitice limitate din cadrul guvernului român pentru desemnarea și planificarea managementului site-ului, însoțită de capacitatea operațională și managerială limitată pentru implicarea și implementarea efectivă a părților interesate (Ioja et al. 2010). O altă provocare este că siturile Natura 2000 au fost „stratificate” imperfect peste jurisdicțiile existente, cum ar fi districtele forestiere de stat și private și unitățile de management al faunei sălbatice, ceea ce a creat confuzie și provocări de coordonare pentru implementarea managementului și puterea executivă.

Deși instrumentele de reglementare existente asociate cu pădurile și guvernarea faunei sălbatice au fost coerente pentru conservarea conectivității, rezultă nevoia de a dezvolta și implementa instrumente financiare complementare. În timp ce politicile Natura 2000 și UE CAP prevăd plăți către proprietarii privați de terenuri pentru costurile de oportunitate de dezvoltare, finanțarea limitată din partea UE și birocrăția din statul administrativ român au limitat sever plățile substanțiale. În plus, în timp ce Natura 2000 prevede compensații proprietarilor privați de terenuri, nu prevede plăți către proprietarii de păduri comunitari și municipali ale căror exploatații reprezintă o parte semnificativă a proprietății împădurite (Manolache et al. 2017). Implementarea schemelor de compensare este, de asemenea, o provocare în contextul managementului faunei sălbatice. Cerințele birocratice complexe pentru primirea despăgubirilor pentru daunele cauzate de animale sălbatice (de exemplu, oile ucise de urși sau lupi) sunt dificil de parcurs, în special pentru fermierii și proprietarii rurali cu venituri reduse, iar cadrele legale pentru servituțile de conservare și stimulentele fiscale pentru conservare sunt în mare parte absente. Absența stimulentele financiare pozitive și a mecanismelor de compensare reprezintă o provocare cheie pentru susținerea angajamentului politic pentru guvernarea conectivității și a instrumentelor de reglementare existente. Într-adevăr, pe măsură ce procesul de retrocedare

continuă, proprietarii de terenuri privați și comunitari sunt o circumscripție politică din ce în ce mai importantă (Abrudan 2012).

O provocare specifică pentru implementarea pe terenuri neîmpădurite aflate sub jurisdicția județelor și comunităților este capacitatea limitată și angajamentul politic. Măsurile de protecție a coridoarelor identificate în planul județean Brașov nu au fost implementate din cauza capacităților analitice limitate de a proiecta și implementa, a lipsei instrumentelor financiare sau de reglementare, cât și a capacității politice limitate de a restricționa dezvoltarea urbană. Capacitatea disponibilă și utilizarea instrumentelor inovatoare la nivel județean sunt, de asemenea, modelate de dinamica politică la nivel transversal. Respondenții au remarcat că transferurile echitabile de venituri din statul central către județe depind în mare măsură de faptul că județele sunt guvernate de același partid la ambele niveluri. Preocupările politice reprezintă, de asemenea, o provocare fundamentală pentru dinamica intersectorială. O caracteristică definitorie a administrației publice românești este reorganizarea birocratică persistentă; departamentele de resurse naturale sunt reunite sau separate sub diferite ministere la fiecare câțiva ani. Din 2001-2017, de exemplu, ministerul național responsabil cu managementul pădurilor (acum Ministerul Mediului, Apelor și Pădurilor) a fost reorganizat de șapte ori (Dragoi & Toza 2019). Participanții la atelier au remarcat că acest lucru face dificilă asigurarea capacității politice pentru inițiative intersectoriale în timp. Pe lângă barierele și provocările existente, există câțiva factori potențiali pentru conservarea conectivității. O recomandare cheie o reprezintă înființarea unui comitet coordonator local de colaborare compus din reprezentanți ai guvernului județean, ai ministerelor relevante, cercetători și organizații nonguvernamentale pentru a evalua și dezvolta recomandări pentru conservarea conectivității în județul Brașov. Preocupările părților interesate local, știința conectivității și măsurile de atenuare trebuie integrate în procesele de Evaluare a Impactului de Mediu pentru dezvoltarea transportului în județul Brașov.



## 5. POLITICI SECTORIALE RELEVANTE PENTRU IMPLEMENTAREA CORIDOARELOR ECOLOGICE

România, prin amplasarea sa geografică, este caracterizată de un nivel ridicat al biodiversității, de o diversitate mare de sisteme ecologice capabile să furnizeze o gamă largă de servicii ecologice. Conectivitatea dintre aceste sisteme este fundamentală pentru menținerea a cel puțin aceluiași nivel ridicat al valorilor naturale la nivel național, precum și pentru conservarea biodiversității la nivel regional, european și global.

O serie largă de argumente susțin necesitatea coridoarelor ecologice. Beneficiile coridoarelor ecologice din punct de vedere al conservării sunt multiple și au fost menționate de-a lungul timpului de numeroși autori (Jongman & Pungetti 2004).

Coridoarele ecologice pot asigura:

- 1) conectivitate la nivelul complexelor ecologice (legatura fizică între diferite habitate la scara mare);
- 2) conectivitate la nivelul habitatelor (legatura fizică între fragmente de habitat);
- 3) conectivitate ecologică (permite funcționarea ecosistemelor și furnizarea de servicii);
- 4) conectivitatea evoluționară permite fluxul genetic între populații distribuite spațial, fapt ce determină creșterea diversității biologice, cu consecințe directe asupra rezilienței complexelor de ecosisteme, a habitatelor, a speciilor/grupelor de specii și a comunităților umane de a rezista și a se reface după un impact, inclusiv adaptarea la modificările climatice.

Până de curând, conexiunile și fluxurile dintre ariile naturale protejate nu au fost considerate importante. Cu trecerea timpului deficiențele sistemelor de conservare a biodiversității bazate doar pe ariile naturale protejate singulare au devenit evidente și politicile de conservare bazate doar pe ariile protejate dezvoltate în ultimul secol au început să fie înlocuite de planificare și politici care pun accent deosebit pe dezvoltarea de rețele spațiale.

Dezvoltarea rețelelor ecologice în care ariile naturale protejate sunt conectate prin intermediul coridoarelor este o abordare mult mai eficientă a conservării biodiversității și reduce riscurile de extincție a speciilor, permite menținerea funcțiilor și a proceselor ecosistemelor, ceea ce asigură furnizarea serviciilor ecosistemice (Jongman & Pungetti 2004).

În multe dintre documentele politice ale UE, dar și în cadrul convențiilor internaționale pentru conservarea biodiversității se discută despre necesitatea identificării coridoarelor ecologice și a realizării de investiții în infrastructura verde ca un pas important și strict necesar în protejarea capitalului natural și asigurarea unei creșteri economice inteligente, durabile și incluzive. Convenția pentru Conservarea Biodiversității (Convention on Biological Diversity, CBD), prevede în cadrul articolului 8 stabilirea unui sistem de arii protejate sau **a altor tipuri de arii unde sunt necesare măsuri speciale pentru conservarea diversității biologice**. De asemenea, articolul 6 al CBD se referă la integrarea conservării biodiversității în alte planuri sectoriale, programe și politici, infrastructură și agricultură, cu implicații directe pentru conectivitate.

În contextul în care mai mult de 85% din suprafața statelor din interiorul UE se află în afara zonelor protejate, definiția infrastructurii verzi pune accentul atât pe ariile naturale protejate existente, cât și pe alte elemente de maximă importanță (OECD, coridoare ecologice, IUCN 2019, Hitly et al. 2020), care pot asigura coerența rețelei de arii naturale protejate. Infrastructura verde este reprezentată de rețeaua de arii naturale și semi-naturale, elemente și spații verzi în mediul rural și urban, în zone terestre, de apă dulce, de coastă și marine, care contribuie la creșterea rezilienței ecosistemelor, la conservarea biodiversității și la aducerea de beneficii populațiilor umane, prin menținerea și îmbunătățirea serviciilor ecosistemice.

Principiile privind desemnarea, managementul și strategiile de conservare ale rețelei de coridoare ecologice se pot diviza astfel:

- **O rețea ecologică pentru conservare** este un sistem de habitate (arii protejate, OECD și alte zone naturale intacte), conectate prin intermediul **coridoarelor ecologice**, fiind stabilite sau restaurate după cum este necesar pentru a menține și pentru a conserva diversitatea biologică în sisteme care au fost supuse fragmentării.

- **Ariile protejate** sunt: zone geografice clar definite, recunoscute, dedicate și gestionate, prin mijloace legale sau alte mijloace eficiente, pentru a realiza pe termen lung conservarea naturii cu serviciile ecosistemice și valorile culturale asociate (Dudley 2008, Stolton et al. 2013).
- **OECM** (alte arii bazate pe măsuri efective de conservare) altele decât ariile protejate, care sunt guvernate și manageriate în moduri care duc la atingerea și susținerea beneficiilor pe termen lung a conservării biodiversității *in situ*, cu funcțiile și serviciile ecosistemice asociate și acolo unde este aplicabil, prin conservarea valorilor culturale, spirituale, socio-economice și a altor valori relevante (IUCN WCPA, 2019).
- **Coridorul ecologic**: este un spațiu geografic clar definit, care este guvernat și gestionat pe termen lung pentru a menține sau a restabili eficient conectivitatea ecologică. Următorii termeni sunt adesea folosiți în mod similar: „legături”, „pasaje sigure”, „arii de conectivitate ecologică”, „zone de conectivitate ecologică” și „zone permeabile” (Hilty et al. 2020).

Necesitatea consolidării planificării teritoriale a fost subliniată în numeroase studii și documente cu caracter strategic. În ceea ce privește planificarea strategică, în România au fost elaborate numeroase strategii de dezvoltare locală, planuri strategice de dezvoltare socio-economică, master-planuri de turism sau strategii naționale pentru diverse sectoare. Obiectivul de asigurare al unei dezvoltări durabile este prezent în toate planurile și strategiile de dezvoltare cu impact teritorial.

Una din cele mai mari provocări privind conservarea speciilor sălbatice și a habitatelor o constituie evitarea izolării populațiilor speciilor la nivelul unor zone insulare de habitat ca urmare a modificărilor antropice. Ariile naturale protejate nu sunt totdeauna suficient de mari pentru a asigura conservarea biodiversității, situația putând fi exacerbată în contextul schimbărilor climatice.

Coridoarele ecologice sunt elemente esențiale pentru menținerea și refacerea coerenței ecosistemelor fragmentate, stabilind legătura funcțională între zone nucleu și asigurând dispersia, migrația sezonieră, schimbul genetic între populații locale ale aceleiași specii, deplasarea exemplarelor din zone afectate de activități umane, integritatea unor procese esențiale din punct de vedere al cerințelor anumitor specii sau adaptarea la schimbările climatice.

## **5.1. Strategia Națională și Planul de Acțiune pentru Conservarea Biodiversității 2013 – 2020 (SNPACB)**

Aprobată prin HG nr. 1081/2013, concentrează obiectivele generale de conservare și utilizare durabilă a diversității biologice prevăzute de CBD și de alte instrumente internaționale de mediu. În același timp asigură integrarea politicilor naționale la nivel regional și global, constituie un punct de referință esențial pentru dezvoltarea durabilă a țării noastre. Atingerea obiectivelor strategice ale SNPACB stabilite vor contribui la consolidarea viabilității socio-economice pe termen lung a României.

Prin SNPACB, România își propune, pe termen mediu (perioada 2013-2020), următoarele direcții de acțiune generale:

**Direcția de acțiune 1:** Stoparea declinului diversității biologice reprezentat de resurse genetice, specii, ecosisteme și peisaje și refacerea sistemelor degradate până în 2020.

**Direcția de acțiune 2:** Integrarea politicilor privind conservarea biodiversității în toate politicile sectoriale până în 2020.

**Direcția de acțiune 3:** Promovarea cunoaștințelor, practicilor și metodelor inovatoare tradiționale și a tehnologiilor curate, ca măsuri de sprijin pentru conservarea biodiversității și ca suport al dezvoltării durabile până în 2020.

**Direcția de acțiune 4:** Îmbunătățirea comunicării și educării în domeniul biodiversității până în 2020.

Pentru îndeplinirea dezideratelor SNPACB privind conservarea biodiversității și utilizarea durabilă a componentelor sale, ca urmare a analizei contextului general de la nivel național și a amenințărilor la adresa biodiversității, au fost stabilite următoarele 10 obiective strategice:

A. Dezvoltarea cadrului legal și instituțional general și asigurarea resurselor financiare

B. Asigurarea coerenței și a managementului eficient al rețelei naționale de arii naturale protejate

- C. Asigurarea unei stări favorabile de conservare pentru speciile sălbatice protejate
- D. Utilizarea durabilă a componentelor diversității biologice
- E. Conservarea *ex-situ*
- F. Controlul speciilor invazive
- G. Accesul la resursele genetice și împărțirea echitabilă a beneficiilor ce decurg din utilizarea acestora
- H. Susținerea și promovarea cunoștințelor, inovațiilor și practicilor tradiționale
- I. Dezvoltarea cercetării științifice și promovarea transferului de tehnologie
- J. Comunicarea, educarea și conștientizarea publicului

Strategia stabilește o serie de obiective operaționale pentru atingerea obiectivelor strategice care vizează coridoarele ecologice. Mai jos sunt prezentate obiectivele operaționale stabilite pentru atingerea obiectivelor strategice ale SNPACB care vizează identificarea, crearea și managementul coridoarelor ecologice.

- **Asigurarea coerenței și a managementului eficient al rețelei naționale de arii naturale protejate**
  - Stabilirea unei rețele corespunzătoare de arii naturale protejate, inclusiv coridoarele ecologice;
  - Asigurarea măsurilor corespunzătoare pentru conservarea biodiversității „*in situ*”;
- **Asigurarea unei stări de conservare favorabilă pentru speciile protejate**
  - Adoptarea reglementărilor specifice și a cadrului instituțional adecvat pentru asigurarea unei stări de conservare favorabilă a speciilor strict protejate de interes comunitar și a celor protejate de interes național situate în afara ariilor naturale protejate;

- Identificarea și delimitarea coridoarelor de migrație pentru specii;
- Realizarea, adoptarea și aplicarea Planurilor de Acțiune pentru Conservarea Speciilor Protejate;
  
- **Utilizarea durabilă a componentelor diversității biologice**
  - Evaluarea adecvată a impactului strategiilor, politicilor, planurilor și programelor asupra speciilor și habitatelor pentru care au fost declarate ariile naturale protejate de interes comunitar;
  - Creșterea participării factorilor interesați în procedurile de evaluare adecvată a impactului;
  - Internalizarea valorii biodiversității în analizele cost/beneficiu aferente proiectelor de investiții;
  - Stabilirea schemelor de eco-etichetare bazate pe analiza ciclului de viață al produselor pentru care producerea, distribuția, utilizarea sau depozitarea pot afecta biodiversitatea;
  - Integrarea conceptului de biodiversitate în mecanismele de evaluare strategică de mediu și în analizele de impact asupra mediului;
  - Identificarea și introducerea stimulentei pentru utilizarea durabilă a componentelor biodiversității și eliminarea celor ce au impact negativ;
  - Creșterea importanței funcțiilor ecologice ale terenurilor, inclusiv ale zonelor ripariene și a celor cu vegetație aluvială, pentru combaterea proceselor de eroziune și pentru menținerea funcțiilor ecosistemelor

**Pentru asigurarea coerenței ecologice a rețelei de arii naturale protejate** de interes național și comunitar trebuie identificate și gestionate corespunzător coridoarele ecologice, ca zone de importanță majoră pentru fauna și flora sălbatică. Aceste zone sunt cele care, datorită structurii lineare și continue (cum sunt râurile cu malurile lor) sau datorită funcțiilor de refugiu (cum sunt perdelele forestiere, tufărișurile, vegetația naturală de pe terenurile marginale ale culturilor agricole, din lungul căilor de comunicație rutieră și feroviară, suprafețe mici de pădure ori de zone umede) sunt esențiale pentru migrarea, pentru dispersarea speciilor sălbatice și pentru schimburile genetice între populațiile aceluiași specii.

Utilizarea durabilă a componentelor biodiversității presupune abordarea ecosistemică a managementului integrat al resurselor și integrarea priorităților de conservare a biodiversității în politicile și strategiile sectoriale.

Pentru atingerea obiectivului strategic privind **utilizarea durabilă a componentelor diversității biologice** în cadrul SNPACB, sunt stabilite o serie de obiective operaționale pentru diferite sectoare, respectiv:

- **Asigurarea managementului integrat al amenajării teritoriului și urbanismul:**

1. Dezvoltarea și aplicarea politicilor de amenajare a teritoriului și urbanism în sprijinul conservării biodiversității. O atenție specială trebuie acordată coridoarelor ecologice, zonelor situate în afara ariilor naturale protejate, dar care au un nivel crescut de biodiversitate, cum ar fi zonele montane, cele costiere și zonele umede;

2. Includerea conservării peisajului ca una din condițiile principale ale proiectelor de dezvoltare finanțate prin Fondurile Structurale și de Coeziune, precum și din fonduri publice naționale;

3. Adoptarea unei politici coerente privind amenajarea teritoriului, urbanismul și peisajul.

- **Asigurarea managementului durabil al pădurilor:**

1. Implementarea Ghidurilor generale pentru conservarea pădurilor de la nivel European (Conferința de la Helsinki – Rezoluția H2) și a recomandărilor Forumului Interguvernamental al Pădurilor (IPF);

2. Întărirea capacității instituționale de administrare și control a activităților de exploatare a masei lemnoase;

3. Dezvoltarea mecanismelor de stimulare a proprietarilor de terenuri forestiere pentru certificarea pădurilor.

- **Pentru exploatarea durabilă a speciilor cu valoare economică:**

1. Promovarea utilizării durabile a speciilor cu valoare economică;

2. Dezvoltarea măsurilor tehnice de conservare pentru asigurarea utilizării durabile a speciilor de interes economic;

3. Interzicerea practicilor de acvacultură și de reproducere în captivitate a speciilor de interes cinegetic ce pot afecta starea de conservare a speciilor sălbatice și a habitatelor naturale.

- **Pentru asigurarea managementului integrat al agriculturii:**

1. Menținerea și dezvoltarea practicilor agricole extensive și a metodelor tradiționale de utilizare a terenurilor ce asigură conservarea habitatelor semi-naturale:

- o Dezvoltarea standardelor pentru bunele practici agricole;
- o Promovarea și asigurarea viabilității speciilor și soiurilor/raselor ce contribuie la conservarea ecosistemelor și speciilor sălbatice;
- o Dezvoltarea schemelor actuale de agro-mediu;

2. Diminuarea efectelor negative ale practicilor agricole intensive;

3. Implementarea Principiilor de la Addis Abeba și a Ghidurilor privind Utilizarea Durabilă.

- **Pentru asigurarea managementului integrat al turismului:**

1. Includerea elementelor de peisaj și a principiilor de conservare a biodiversității ca și condiții majore pentru dezvoltarea infrastructurii de turism;

2. Reconvertia turismului de masă din arii naturale protejate, inclusiv siturile Natura 2000, spre turism durabil și ecoturism.

- **Pentru asigurarea managementului integrat al domeniilor transport, energie, exploatare a resurselor naturale neregenerabile:**

1. Integrarea cu prioritate a conservării biodiversității în stabilirea politicilor și strategiilor energetice, de transport și de exploatare a resurselor neregenerabile;

2. Analizarea la nivel național/județean/local și stabilirea măsurilor ce se impun pentru diminuarea impactului generat de transportul rutier asupra mediului natural;



3. Aplicarea procedurilor SEA, EIA și EA la planurile și proiectele de dezvoltare a infrastructurii de transport, energie și exploatarea resurselor neregenerabile.

Se remarcă, cel puțin la capitolele referitoare la managementul durabil al pădurilor, exploatarea durabilă a speciilor cu valoare economică, managementul integrat al agriculturii, lipsa unui obiectiv referitor la cea mai importantă măsură de conservare a biodiversității – identificarea mecanismelor de asigurare a unor plăți compensatorii (pentru pierderile aduse proprietarilor de terenuri) și/sau a unor stimulente financiare pentru continuarea/implementarea unui management adecvat asigurării condițiilor de habitat necesare biodiversității. Lipsa unor astfel de măsuri financiare face imposibilă realizarea unei conectivități ridicate la nivel național, în contextul diversității formelor de proprietate existente în România în prezent.

Ordonanța de urgență a Guvernului nr. 57/2007 *privind regimul ariilor naturale protejate, conservarea habitatelor naturale, a florei și faunei sălbatice, aprobată cu modificări și completări prin Legea nr. 49/2011, cu modificările ulterioare* asigură transpunerea prevederilor Directivei Păsări și ale Directivei Habitate în legislația națională. Scopul OUG nr. 57/2007, aprobată cu modificări și completări prin Legea nr. 49/2011, cu modificările ulterioare, îl constituie garantarea conservării și utilizării durabile a patrimoniului natural, obiectiv de interes public major. Directiva Habitate împreună cu Directiva Păsări stabilesc cadrul necesar pentru menținerea statutului de conservare favorabil sau refacerea populațiilor speciilor sălbatice și a habitatelor naturale în arealul lor de distribuție la nivelul UE, asigurând totodată un cadrul legislativ comun în care statele membre UE să întreprindă acțiuni comune pentru protejarea celor mai vulnerabile specii sălbatice și tipuri de habitate. Cele două elemente cheie ale directivelor sunt rețeaua Natura 2000 (constitută din ariile naturale protejate de interes comunitar desemnate la nivel național) și sistemul de protecție strictă a speciilor. De asemenea, conform prevederilor Directivei Habitate și ale Directivei Păsări, România are obligația de a asigura coerența Rețelei Natura 2000.

Proiectarea unei rețele ecologice a ariilor naturale protejate coerente presupune abordarea managementul integrat al resurselor și integrarea priorităților de conservare a biodiversității în politicile și strategiile sectoriale ale statului respectiv. Extinsă în salturi, în funcție de contextul internațional sau al unor direcții de acțiune stabilite la nivel național, rețeaua națională de arii naturale protejate din România, deși acoperă o suprafață foarte mare din teritoriul

țării, s-a dezvoltat fără a urmări explicit conectivitatea funcțională între aceste zone protejate. Analizând prevederile OUG nr.57/2007, aprobată cu modificări și completări prin Legea nr. 49/2011, cu modificările ulterioare, există o serie de aspecte ce trebuie modificate/completate referitoare la coridoarele ecologice, printre care menționăm:

Coridoarele ecologice nu sunt corect definite în prevederile alin. (3) lit. f, având în vedere faptul că acest articol face referire exclusiv la arii naturale protejate și la managementul lor. În plus, identificarea și gestionarea coridoarelor ecologice, definite în art. 4 pct. 20, este explicit menționată în art. 14 alineatele 2: „Coridoarele ecologice se stabilesc pe baza unor studii de specialitate și sunt desemnate prin ordin al conducătorului autorității publice centrale pentru protecția mediului și pădurilor, cu avizul Academiei Române” și, respectiv, în art. 4: „Măsurile de management pentru menținerea funcțiilor coridoarelor ecologice se stabilesc prin ordinul prevăzut la alin. (3). Ca atare, menționarea la art. 5 este redundantă, ex: în cazul particular în care sunt arii protejate, nu este necesară menționarea lor separată, cazul lor fiind inclus în prevederile de la literele a și b ale aceluiași alineat, și crează confuzie.

- Forma anterioară a alineatului 2 din art. 14: Coridoarele ecologice identificate sunt desemnate prin ordin al conducătorului autorității publice centrale pentru protecția mediului, cu avizul Academiei Române, al autorității publice centrale cu competențe în domeniul administrației publice, al autorității publice centrale în domeniul agriculturii și dezvoltării rurale, al autorității publice centrale în domeniul transporturilor, al autorității publice în domeniul amenajării teritoriului și al autorității publice în domeniul turismului. Forma anterioară modificării prin Legea 49/2011, era mai cuprinzătoare și mai corectă din punct de vedere al implicării tuturor părților interesate în luarea deciziilor, una dintre cele mai importante măsuri necesare, identificate în cadrul proiectului, fiind îmbunătățirea cooperării între autoritățile competente în vederea asigurării conectivității și includerea aspectelor necesare pentru implementarea coridoarelor ecologice în politicile sectoriale. Ca atare, este benefică modificarea prevederilor actuale prin includerea alături de autorităților publice centrale pentru protecția mediului și a pădurilor și a autorității publice centrale cu competențe în domeniul administrației publice, a autorității publice centrale în domeniul agriculturii și dezvoltării rurale, a autorității publice centrale în domeniul transporturilor, a autorității publice în domeniul amenajării teritoriului, a autorității publice în domeniul turismului și a autorității publice în domeniul gospodăririi apelor.

În ceea ce privește Rețeaua Natura 2000 desemnată la nivelul țării noastre, în ciuda suprafeței foarte mari acoperite de aceasta, concluziile seminariilor biogeografice desfășurate în 2008 și ulterior în 2012 au relevat faptul că există unele insuficiențe privind distribuția siturilor desemnate pentru anumite specii și habitate de importanță comunitară la nivelul bioregiunilor din aria de distribuție a speciei/ habitatului și că nu există o conectivitate care să asigure coerența rețelei de arii naturale protejate. Desemnarea ca arii protejate a siturilor Natura 2000, care ar trebui să fie formată din zone gospodărite pentru conviețuirea armonioasă între om și natură, împreună cu toate restricțiile și celelalte implicații ale acestei decizii: birocrație, reglementări excesive, lipsa compensațiilor financiare; a produs deja tensiuni între proprietari și entitățile responsabile de gestionarea rețelei. Ca atare, pentru gestionarea zonelor de conectivitate este indispensabilă găsirea de noi căi, cât mai eficiente din punct de vedere al tuturor părților implicate, în special a proprietarilor și a administratorilor de terenuri, aceștia fiind cei care implementează efectiv în practică măsurile necesare conectivității. Gestionarea acestor zone în baza unor contracte cu actualii gestionari, fără instituirea unui regim de arie protejată, este o soluție viabilă și mult mai eficientă pentru Statul Român, atât din punct de vedere practic, dar și financiar.

## 5.2. Dezvoltarea teritorială a României

Strategia de dezvoltare teritorială a României este documentul programatic pe termen lung, elaborat în baza prevederilor Legii nr. 350/2001 privind amenajarea teritoriului și urbanismul, cu modificările și completările ulterioare, de către Ministerul Dezvoltării Regionale și Administrației Publice (<https://www.mdlpa.ro/pages/sdtr>). Prin Strategia de dezvoltare teritorială a României sunt stabilite liniile directoare de dezvoltare teritorială a României, bazate pe un concept strategic, precum și direcțiile de implementare pentru o perioadă de timp de 20 de ani, la scară regională, inter-regională, națională, cu integrarea aspectelor relevante la nivel transfrontalier și transnațional.

Strategia de dezvoltare teritorială a României are cinci obiective generale pentru orizontul 2035:

1. Asigurarea unei integrări funcționale a teritoriului național în spațiul european prin sprijinirea interconectării eficiente a rețelelor energetice, de transporturi și broadband.
2. Creșterea calității vieții prin dezvoltarea infrastructurii tehnico- edilitare și a serviciilor publice în vederea asigurării unor spații urbane și rurale de calitate, atractive și incluzive;
3. Dezvoltarea unei rețele de localități competitive și coezive, prin sprijinirea specializării teritoriale și formarea zonelor funcționale urbane;
4. *Protejarea patrimoniului natural și construit și valorificarea elementelor de identitate teritorială;*
5. Creșterea capacității instituționale de gestionare a proceselor de dezvoltare teritorială.

Strategia de dezvoltare teritorială a României asigură dimensiunea teritorială pentru următoarele domenii sectoriale și documente de politică publică:

- domeniul transporturilor și Master Planul național de transport 2014-2020 (<http://www.mt.gov.ro/web14/strategia-in-transporturi/master-plan-general-transport>), în raport cu următoarele elemente:
  - i. Identificarea zonelor economice cu potențial de dezvoltare și a infrastructurii necesare pentru a susține această creștere;
  - ii. Identificarea infrastructurii de transporturi necesară pentru a susține dezvoltarea policentrică a teritoriului național;
  - iii. Identificarea infrastructurii necesare pentru a susține dezvoltarea transfrontalieră;
  - iv. Furnizarea unui set de criterii de priorizare a necesarului de investiții în infrastructura de drumuri județene și locale.
  
- domeniul dezvoltării regionale și Strategia națională de dezvoltare regională pentru perioada 2014-2020 ([https://inforegio.ro/images/Documente\\_de\\_programare/Strategia\\_Nationala\\_Dezvoltare\\_Regionala\\_-\\_iulie\\_2013.pdf](https://inforegio.ro/images/Documente_de_programare/Strategia_Nationala_Dezvoltare_Regionala_-_iulie_2013.pdf)), prin raportare la următoarele aspecte:
  - i. Furnizarea unor criterii de priorizare a investițiilor în infrastructura de apă uzată la nivel regional și de localitate, infrastructura de drumuri;
  - ii. Fundamentarea necesarului de infrastructură pentru consolidarea polilor de creștere și a zonelor urbane funcționale;
  - iii. Relația urban-rural și a infrastructurii conective pentru zonele periurbane.
  
- domeniul economiei și Strategiei naționale de competitivitate (<http://www.economie.gov.ro/strategia-nationala-pentru-competitivitate-2014-2020>), prin următoarele elemente:
  - i. Furnizarea unui model de dezvoltare și de alocare a investițiilor pentru zonele urbane cu potențial economic;
  - ii. Stabilirea infrastructurii de echipare a teritoriului care să faciliteze dezvoltarea unei economii competitive (ex: consolidarea infrastructurii portuare – Portul Constanța);
  - iii. Stabilirea axelor de dezvoltare ce necesită investiții în scopul susținerii unei economii competitive;
  - iv. Stabilirea unui model de dezvoltare a zonelor transfrontaliere bazat pe cooperare, concentrarea investițiilor pe poli transfrontalieri,

stabilirea infrastructurii conective care consolidează poziția geostrategică a României.

- domeniul dezvoltării rurale și Strategia de dezvoltare rurală a României 2014-2020 (<https://www.madr.ro/docs/dezvoltare-rurala/programare-2014-2020/Strategia-de-dezvoltare-rurala-2014-2020-versiunea-I-22-nov-2013.pdf>), prin următoarele elemente:
  - i. Formularea unui model de dezvoltare a zonelor rurale, punând accentul pe accesul la servicii, protejarea peisajelor zonelor rurale și conectarea zonelor rurale la servicii;
  - ii. Formularea unor măsuri de dezvoltare axate pe consolidarea unor comune „poli rurali”;
  - iii. Promovarea zonelor urbane de calitate care constituie un avantaj potențial în raport cu dezvoltarea turistică.
- domeniul dezvoltării durabile și al schimbărilor climatice, printr-o serie de elemente:
  - i. Formularea unor măsuri de protejare a zonelor vulnerabile;
  - ii. Formularea unui model de dezvoltare durabilă a orașelor mari din România;
  - iii. Formularea unor măsuri dedicate zonei Deltei Dunării.
- Alte domenii (cultură, sănătate, incluziune socială).

Din perspectiva Strategiei de dezvoltare teritorială a României, provocările legate de resursele naturale și mediul înconjurător sunt abordate prin prisma potențialului generat de resursele naturale în dezvoltarea teritoriului, precum și prin identificarea măsurilor de protejare a patrimoniului natural în fața riscurilor generate de schimbările climatice. În cadrul evaluării potențialelor efecte asupra mediului au fost identificate, conform Raportului de mediu elaborat pentru parcurgerea procedurii de evaluare strategică de mediu a Strategiei de dezvoltare teritorială a României, pentru o serie de obiective specifice, măsuri ce vizează dezvoltarea anumitor sectoare, iar a căror implementare poate genera un impact negativ asupra mediului înconjurător, inclusiv prin fragmentarea habitatelor și izolarea populațiilor unor specii.

Pentru implementarea Strategiei de dezvoltare teritorială a României este necesară modificarea și consolidarea cadrului normativ și de reglementare (în scopul asigurării unei integrări a domeniului de politică sectorială cu prevederile

Strategiei de dezvoltare teritorială a României)/ crearea bazei normative pentru implementarea tuturor prevederilor Strategiei de dezvoltare teritorială a României. Printre măsurile pe termen scurt, mediu și lung legate de cadrul legislativ, identificate conform cadrului de operaționalizare pentru implementarea cu succes a Strategiei de dezvoltare teritorială a României, se numără:

- Reformarea cadrului legislativ și metodologic în domeniul amenajării teritoriului, urbanismului, autorizării construcțiilor și implementării investițiilor;
- Revizuirea sistemului de planuri de amenajare a teritoriului național (PATN) și actualizarea cu prioritate a PATN- Rețeaua de localități;
- Realizarea de metodologii clare și simplificate pentru toate categoriile de documentații, în format GIS, compatibil cu cerințele impuse de directiva INSPIRE;
- Dezvoltarea de ghiduri în sprijinul autorităților administrației publice locale.

Măsurile pentru implementarea Strategiei de dezvoltare teritorială a României au un caracter general și, în acest context, recomandările de măsuri privind prevenirea, reducerea și compensarea efectelor adverse asupra mediului ale acestora au, de asemenea, un caracter relativ general. În aceeași măsură, perspectiva spațială și de timp abordată de Strategia de dezvoltare teritorială a României nu asigură elementele necesare pentru evaluarea efectelor proiectelor și programelor ce vor fi dezvoltate pentru implementarea strategiei, a efectelor directe și indirecte pe care modificările socio-economice le vor avea asupra biodiversității pe termen mediu și lung. Ca urmare, evaluarea impactului fiecărui proiect ce se va dezvolta pentru implementarea Strategiei de dezvoltare teritorială a României este o etapă esențială pentru asigurarea stabilirii măsurilor de management necesare pentru asigurarea menținerii conectivității, a funcțiilor zonelor cu rol de coridoare ecologice și a coerenței rețelei ecologice de arii naturale protejate.

### 5.3. Amenajarea teritoriului și urbanism

Cadrul legal general al amenajării teritoriului și urbanismului creează o ierarhie complexă și clară de planuri și strategii pentru toate nivelurile administrative. Toate aceste planuri sunt obligatorii și trebuie aprobate și avizate în conformitate cu prevederile cadrului normativ, prevederile lor devenind obligatorii. În prezent, o mare parte din planurile de amenajare a teritoriului județean sunt foarte vechi, iar majoritatea unităților administrativ-teritoriale dețin planuri de urbanism general care nu sunt actualizate, fiind elaborate în perioada 1999 – 2005.

În ultimele două decenii, rețeaua de localități din România a cunoscut o transformare semnificativă, mai ales în ceea ce privește procesul de reșezare a populației, de reorganizare a legăturilor în teritoriu și în interiorul localităților și de evoluție rapidă a periferiilor, a comunelor limitrofe marilor aglomerări urbane, precum și de dezvoltare a unei infrastructuri turistice majore. Din 1990 până în 2008 suprafața de intravilan a crescut cu 70%, însă această dezvoltare spațială a ariilor urbane nu se corelează cu evoluția populației urbane, aceasta fiind în stagnare sau chiar în declin.

Creșterea ocupării teritoriului cu construcții și căi de comunicație s-a realizat prin diminuarea suprafețelor agricole și a celor ocupate de habitate naturale, urmările implicite fiind degradarea factorilor de mediu și a peisajului.

Efectele directe asupra coridoarelor ecologice și asupra conectivității sunt:

1. Pierderea habitatului faunei sălbatice cauzate de extinderea suprafeței intravilanului localităților și a căilor de comunicație.
2. Efecte de barieră ca urmare a structurii localităților, a îngrădirii gospodăriilor, a iluminatului artificial pe timpul nopții etc.
3. Creșterea mortalității în cadrul populațiilor speciilor, datorat conflictelor om-specii sălbatice (ex. carnivore mari), sau prădării unor specii sălbatice de către animalele din gospodării (ex. câini, pisici).
4. Perturbarea și poluarea, ca urmare a activităților umane (zgomot, iluminare artificială, intensificarea traficului, deșeuri menajere, activități economice, dezvoltarea infrastructurii etc.)



## **5.4. Dezvoltarea infrastructurii de transport**

În analiza și evaluarea stadiului actual al sistemului național de transport, am plecat de la analiza Master-Planului General de Transport al României pentru perioada 2014-2030. Acesta a parcurs procedura de evaluare strategică de mediu, fiind aprobat în 2015.

Master Planul de Transport analizează obiectivele majore ale sistemului național de transport. Prin urmare, acesta constituie un instrument strategic de planificare a intervențiilor majore (proiecte și alte acțiuni) ce sunt semnificative pentru obiectivele de transport la scară națională.

**Obiectivele specifice** de mediu ale Master Planului de Transport sunt:

1 Promovarea proiectelor de investiții în transporturi care contribuie la realizarea unui sistem de transport durabil, cu măsuri de evitare și reducere a efectelor adverse, cum sunt, emisiile de poluanți în atmosferă, poluarea fonică în zonele urbane și, pe rutele cu circulație intensă, poluarea apelor și a solului datorată surselor difuze, precum și impactul asupra peisajului și patrimoniului cultural;

2 Reducerea emisiilor de gaze cu efect de seră provenite din sectorul transporturilor;

3 Protecția sănătății populației prin îmbunătățirea condițiilor de mediu și de siguranță a transportului;

4 Reducerea impactului asupra biodiversității cu asigurarea de măsuri pentru protecția și conservarea biodiversității, cât și asigurarea coerenței rețelei naționale de arii naturale protejate.

Proiectele ce fac parte din scenariul de dezvoltare se clasifică, în funcție de modul de transport, în următoarele categorii de proiecte:

### **Sectorul rutier:**

- autostrăzi, drumuri expres, variante de ocolire, poduri și pasaje;
- reabilitări de drumuri naționale (drumuri regiotrans și eurotrans);

**Sectorul Feroviar:**

- construcție/reabilitare infrastructură de cale ferată;
- electrificarea liniilor de cale ferată existentă;

**Sectorul Naval:**

- canal navigabil nou și apărarea de maluri pe canalul existent;
- îmbunătățirea navigației pe șenalele navigabile;
- modernizarea infrastructurii portuare existente;

**Sectorul Aerian:**

- modernizarea și extinderea infrastructurii aeroportuare existente;

**Sectorul Intermodal:**

- modernizarea infrastructurii de transport intermodale existente.

Din analiza Master Planul de Transport reiese clar faptul că scade contribuția sectorului feroviar la volumul traficului de pasageri și este dominat de sectorul rutier.

**Categorii de drumuri**

Coridoarele de conectivitate au fost definite ca legătură între principalele regiuni de dezvoltare ale României. Au fost stabilite cinci coridoare cheie la nivel național și mai multe intercoridoare care să asigure nevoia de conectivitate a populației și a mediului de afaceri:

- Coridorul 1 – București – Brașov (OR1) - din lungimea de 171,4 km a coridorului, aproximativ 62 km sunt operabili prin utilizarea autostrăzii A3 dintre Centura București și Ploiești (ceea ce reprezintă 36%), iar restul de 109,3 km se află în stadiul de proiectare.
- Coridorul 2 – București – Granița de vest a României (OR2) – ramura nordică. Lungimea coridorului între Pitești și Lugoj (A1) este de aproximativ 381 km din care în operare sunt 11,4 km ce fac legătura între

Centura Lugojului și autostrada A1. Restul de 370 km se află în faza de proiect de drum expres modern.

- Coridorul 2 – București –Granița de Vest a României (OR2) – ramura sudică.
- Coridorul 3 – București – Regiunea NE are o lungime de 429 km și se desfășoară între Ploiești (joncțiunea Dumbrova) și Siret (granița de nord cu Ucraina).
- Coridorul 4 – București – Regiunea SV (Oltenia) Realizează legătura între centrele socio-economice București, Alexandria și Craiova prin Ghimpați, Roșiori, Drăgănești și Caracal.
- Coridorul 5 – Regiunea NE (Moldova) –Granița de Vest a României din lungimea de 596,1 km a coridorului, aproximativ 52 km sunt operabili prin utilizarea autostrăzii A3 dintre Câmpia Turzii și Gilau (ceea ce reprezintă 8%), 56 km sunt în implementare (Gilau – Nădășelu și Câmpia Turzii – Ogra – Târgu Mureș), iar restul de 487,6 km se află în stadiul de proiectare.

În afara celor 5 coridoare, master planul mai ia în calcul intercoridoare, astfel:

- Intercoridorul Inelul București.
- Intercoridorul Moldova – Transilvania, care traversează compartimentul sudic al Grupei Centrale a Carpaților Orientali între Bacău și Covasna, Depresiunea Brașov de la Covasna la Codlea, Depresiunile Făgăraș și Sibiu între Șercaia și Sibiu.
- Intercoridorul Mureș -Arieș, asigură legătura coridoarelor OR2 și OR5, între localitățile Sebeș și Turda. Coridorul se desfășoară în lungul aliniamentului urban Sebeș – Alba Iulia – Aiud –Turda. Intercoridorul Mureș-Arieș se află în implementare la nivel de autostradă.
- Intercoridorul Moldova - Dobrogea, asigură legătura coridorului OR3 cu Dobrogea, porturile de la Marea Neagră, litoralul românesc, dar și tranzitul spre Bulgaria și Turcia, se va implementa la nivel de drum expres.

## **Relația dintre dezvoltarea infrastructurii rutiere și rețeaua ecologică Natura 2000**

În analiza cost-beneficiu a Master-Planului s-a ținut cont de rețeaua Natura 2000, astfel că au fost atribuite puncte proiectelor care pot avea impact asupra mediului și asupra siturilor Natura 2000. Cele mai multe proiecte ce intersectează situri Natura 2000 aparțin sectorului rutier.

### **Probleme identificate**

Sectorul care afectează rețeaua de situri Natura 2000, precum și coridoarele identificate prin Master Planul de Transport, în cea mai mare măsură (64.81% din totalul formelor de impact identificate) este reprezentat de drumuri și autostrăzi. Acest sector afectează 140 de situri Natura 2000, din care: 100 SCI-uri (52 în interior și 48 în vecinătate) și 40 SPA-uri (23 în interior și 17 în vecinătate).

Următorul sector este reprezentat de Coridoarele de transport – 11,57 %, cu 25 de situri afectate (12 SCI-uri, respectiv 13 SPA-uri).

Căile ferate/linii de cale ferată afectează un procent de 6,48 % (9 SCI-uri, respectiv 5 SPA-uri).

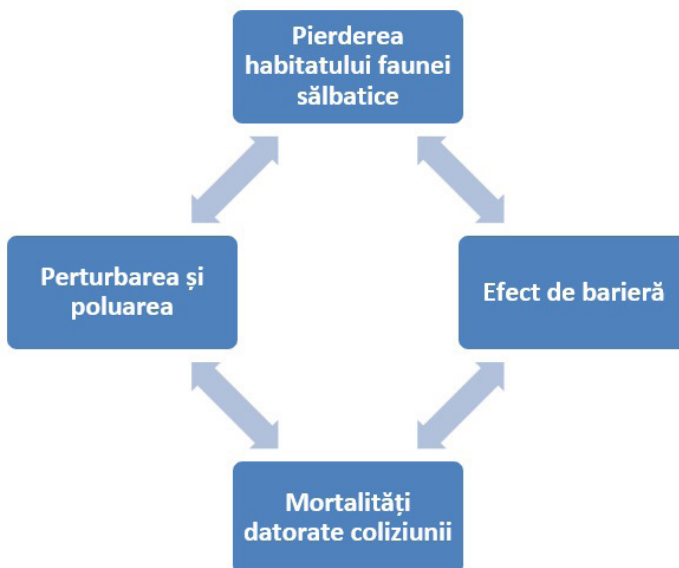
Probabil unul dintre cele mai documentate aspecte privind impactul transportului terestru, atât rutier cât și feroviar, asupra mamiferelor terestre se referă la efectele negative produse de mortalitate, văzută ca factor major de presiune antropică asociată formelor de transport. Această formă de impact este îndeaproape urmată, din punct de vedere al amplitudinii efectelor negative, de fragmentarea habitatelor și efectul de barieră care apare la dezvoltarea de noi drumuri sau rețele de căi ferate în interiorul sau adiacent suprafețelor naturale populate de mamifere, ducând la izolarea micropopulațiilor prin limitarea accesului inițial continuu la suprafețele dispartate care se formează, pe de o parte datorită pierderii de habitat natural în urma ocupării cu infrastructura specifică, și, pe de altă parte, prin degradarea habitatelor adiacente drumurilor și căilor ferate în urma ruderalizării vegetației naturale, aspect ce prezintă favorabilitate ridicată pentru speciile oportuniste și prădătorii ferali, însă induce un caracter restrictiv pentru taxonii mai specializați în ceea ce privește preferințele față de habitat. Alte aspecte importante corelate cu tipurile de impact asupra mamiferelor, induse de dezvoltarea rețelelor de transport terestru sunt reprezentate de alterarea habitatelor naturale prin ruderalizare și prin perturbarea activității naturale ca

urmare a creșterii nivelului de zgomot, de suspensii solide în aer (praf) sau de diverși poluanți specifici (carburanți, substanțe utilizate în controlul suprafețelor înghețate etc) (Alexander et al. 2005).

Formele de impact asociate transportului rutier sunt prezente în egală măsură în faza de construcție, prin prezența proceselor tehnologice specifice și a utilajelor asociate, dar și în faza de operare, fiind dependente de dimensiunea obiectivului construit, în primul caz, și de intensitatea traficului, în al doilea. Datorită densității ridicate a rețelei de transport rutier, și a faptului că transportul rutier reprezintă o modalitate larg abordată pentru o gamă variată de scopuri (transport domestic, de persoane, de mărfuri, turistic etc.), această componentă reprezintă elementul cu impactul cel mai extins la nivelul teritoriului.

Transportul feroviar manifestă, în principal, aceleași tipuri de impact și în același mod cu cele regăsite în cazul transportului rutier, însă diferențele sunt legate de câteva aspecte majore: ponderea mai ridicată a construcțiilor asociate și gradul de extindere al prezenței acestora în teritoriu; nivelul mai scăzut de poluare datorată scurgerilor de combustibil; intensitatea mai scăzută a traficului; densitatea mai scăzută a rețelei feroviare față de cea rutieră.

### **Efecte ecologice primare ale infrastructurii asupra coridoarelor ecologice și asupra conectivității sunt:**



## 5.5. Gospodărirea apelor

Apele de suprafață și subterane constituie resurse naturale vitale, a căror protejare/refacere este esențială pentru dezvoltarea durabilă, pentru asigurarea pe termen lung a sănătății și bunăstării populației umane și pentru conservarea naturii.

Bazinul hidrografic al Dunării ocupă o suprafață de peste 800.000 km<sup>2</sup> (aproximativ 10% din suprafața Europei), pe teritoriul a 19 țări (teritoriul României fiind inclus în bazinul hidrografic al Dunării). Având în vedere importanța Dunării ca sursă de apă potabilă, ca agent producător de energie, ca resursă pentru agricultură și ca rută de transport pentru o mare parte din cei 80 de milioane de oameni ce locuiesc în bazinul hidrografic al Dunării, precum și valoarea ridicată a biodiversității, protecția la nivelul întregului bazin poate fi asigurată doar prin cooperarea transfrontalieră a statelor riverane. În acest scop a fost semnată, în 1994, la Sofia, de către 11 țări din regiune, inclusiv România, Convenția privind Cooperarea pentru Protecția și Utilizarea Durabilă a Fluviului Dunărea (DRPC). În prezent, 14 state din bazinul Dunării și UE sunt Părți contractante la Comisia Internațională pentru Protecția Fluviului Dunărea (ICPDR), organism internațional constituit în anul 1998 pentru implementarea DRPC.

La nivelul UE au fost promovate instrumente legislative pentru protecția și managementul durabil al resurselor de apă. Dintre acestea, de o importanță deosebită este Directiva Cadru privind Apa.

Această directivă asigură cadrul necesar gospodăririi durabile a apei, ceea ce presupune gestiunea cantitativă și calitativă a apelor și a unor ecosisteme sănătoase. Instrumentul de implementare al Directivei Cadru privind Apa, reglementat prin art. 13 și Anexa VII, este reprezentat de Planul de Management al Bazinului/Districtului Hidrografic care, pe baza cunoașterii stării corpurilor de apă, stabilește obiectivele țintă pe o perioadă de 6 ani și propune măsuri pentru atingerea „stării bune” a apelor.

În conformitate cu prevederile Directivei Cadru privind Apa, statele dunărene, trebuie să elaboreze Planul de Management al Districtului Hidrografic al Dunării. În acest scop, Părțile contractante au desemnat ICPDR ca platformă pentru implementarea la nivel transfrontalier a prevederilor Directivei Cadru privind Apa.

Planul de Management al Districtului Hidrografic al Dunării (-<https://rowater.ro/wp-content/uploads/2020/12/Planul-National-de-Management-actualizat.pdf>) este format din două părți:

Partea A: Planul general, ce cuprinde problemele de importanță bazinală cu efecte transfrontaliere,

Partea B: Planurile naționale de management ale țărilor dunărene. Partea A a Planului de Management a Districtului Hidrografic al Dunării – Raport 2004, precum și formele revizuite ale acestui plan în 2009 și 2015 (DRBM Plan 2015), au fost elaborate sub coordonarea ICPDR, pe baza contribuțiilor naționale.

DRBM Plan 2015 se concentrează asupra unor aspecte semnificative care reprezintă principalele presiuni care afectează starea apelor la nivelul bazinului hidrografic al Dunării: poluarea cu substanțe organice, poluarea cu nutrienți, poluarea cu substanțe periculoase, modificările hidromorfologice. Variatele tipuri de presiuni acționează sinergic la scara întregului bazin, iar efectele asupra acestor sisteme complexe nu sunt imediate.

În conformitate cu prevederile Legii nr. 310/2004 pentru modificarea și completarea Legii apelor nr. 107/1996, care asigură transpunerea Directivei Cadru privind Apa în legislația națională, Planul Național de Management al Apelor din România este format din 11 Planuri de Management Bazinale, autoritățile competente pentru elaborarea acestora, conform legii, fiind Ministerul Mediului Apelor și Pădurilor și Administrația Națională „Apele Române”.

Planul Național de Management al apelor României constituie componentă de gestionare cantitativă și calitativă a resurselor de apă, având ca scop fundamentarea măsurilor, acțiunilor, soluțiilor și lucrărilor pentru:

- atingerea și menținerea stării bune a apelor;
- identificarea presiunilor antropice importante și a impactului activităților umane asupra stării apelor de suprafață;
- diminuarea efectelor negative și reducerea surselor de poluare;
- determinarea cerințelor de calitate asupra resurselor de apă;

Planul de Amenajare al Bazinului/Districtului Hidrografic constituie componenta de gestionare cantitativă a resurselor de apă, având ca scop fundamentarea măsurilor, acțiunilor, soluțiilor și lucrărilor pentru:

- realizarea și menținerea echilibrului dintre cerințele de apă ale folosințelor și disponibilul de apă la sursă;
- diminuarea efectelor negative ale fenomenelor naturale asupra vieții, bunurilor și activităților umane (inundații, exces de umiditate, secetă, eroziune a solului);
- utilizarea potențialului apelor (producerea de energie hidromecanică și hidroelectrică, navigație, extragerea de materiale de construcții, acvacultură etc.);
- determinarea cerințelor de mediu asupra resurselor de apă.

Presiunile antropice datorate diverselor lucrări hidrotehnice cum ar fi cele pentru protecția împotriva inundațiilor, producerea energiei, navigație, influențează caracteristicile hidromorfologice specifice apelor de suprafață și au un impact negativ asupra stării de conservare a habitatelor și speciilor.

Conform Planului național de management aferent porțiunii din bazinul hidrografic internațional al fluviului Dunărea care este cuprinsă pe teritoriul României, tipurile de presiuni hidromorfologice potențial semnificative identificate la nivel național sunt datorate următoarelor categorii de lucrări:

Lucrări de barare transversală situate pe corpul de apă - de tip baraje, praguri de fund, evacuare unde există pulsatori din lacurile de acumulare - cu efecte asupra regimului hidrologic și a curgerii minime, stabilității albiei, transportului sedimentelor și a migrării speciilor, care întrerup conectivitatea longitudinală a corpului de apă;

- Lucrări în lungul râului - de tip diguri, amenajări agricole și piscicole, lucrări de regularizare și consolidare de maluri, tăieri de meandre - cu efecte asupra vegetației din lunca inundabilă și a zonelor de reproducere și asupra profilului longitudinal al râului, a structurii substratului și diversității speciilor și habitatelor, care conduc la pierderea conectivității laterale;
- Prelevări și restituții/derivații - prize de apă, restituții de folosințe (evacuări), derivații cu efecte asupra curgerii minime, stabilității albiei și speciilor;
- Șenale navigabile - cu efecte asupra stabilității albiei și speciilor.



Conform acestui document, la nivel național au fost identificate un număr de 1.960 presiuni hidromorfologice potențial semnificative și un număr de 103 prelevări de apă potențial semnificative. În urma aplicării procesului de validare a presiunilor potențial semnificative la nivel național s-au identificat un număr de 226 presiuni hidromorfologice semnificative și un număr 3 prelevări de apă semnificative. Pe lângă presiunile hidromorfologice existente cu potențial efect asupra stării corpurilor de apă, există o serie de proiecte aflate în diferite stadii de planificare și implementare, care pot produce alterarea fizică a corpurilor de apă. Presiunile potențial semnificative identificate reprezintă baza pentru stabilirea listei de posibile măsuri, ce conține în mod obligatoriu măsurile de bază, precum și eventuale măsuri suplimentare, având în vedere atingerea obiectivelor de mediu. Unul din obiectivele de mediu privind zonele protejate stabilite prin Planul național de management aferent porțiunii din bazinul hidrografic internațional al fluviului Dunărea care este cuprinsă pe teritoriul României îl constituie „conservarea habitatelor naturale, a speciilor de floră și faună sălbatică și a tuturor speciilor de păsări care se găsesc în stare sălbatică pe teritoriul național și care au legătură cu corpurile de apă luând în considerare obiectivele specifice pentru protecția speciilor și habitatelor dependente de apă - zone destinate protecției habitatelor sau speciilor unde menținerea sau îmbunătățirea stării apei este un factor important pentru protecția acestora, inclusiv siturile pentru Natura 2000”. În vederea uniformizării abordării și stabilirii tipurilor de măsuri, a fost elaborat un „Catalog de măsuri de restaurare și atenuare aferente alterărilor hidromorfologice” (prezentat în Anexa 6.1.4.H la Planul național de management aferent porțiunii din bazinul hidrografic internațional al fluviului Dunărea care este cuprinsă pe teritoriul României). Aceste măsuri aplicate pe baze științifice pot asigura refacerea conectivității la nivelul sistemelor ripariene afectate de lucrările hidrotehnice implementate până în prezent.

Potențialele viitoare proiecte de infrastructură au ca principale scopuri protejarea populației împotriva inundațiilor, a valorilor socio-economice și culturale, asigurarea necesarului de apă, producerea de energie regenerabilă, asigurarea condițiilor de transport și navigație etc.

La nivel național s-au identificat următoarele tipuri de lucrări potențiale (altele decât cele pentru prevenirea și reducerea riscului la inundații), având ca orizont de implementare perioada 2016-2020:

- lucrări pentru asigurarea sursei de apă cuprinse în strategia națională pe termen mediu;
- prize de captare;

- aducțiuni pentru captarea apei;
- producere de energie regenerabilă.

Directiva 2007/60/CE privind evaluarea și gestionarea riscului de inundații este al doilea pilon de bază al legislației europene în domeniul apelor și are ca obiectiv reducerea riscurilor și a consecințelor negative pe care le au inundațiile în Statele Membre. Având în vedere obligațiile României ca stat membru UE, măsurile de protejare a populației împotriva inundațiilor reprezintă o prioritate, iar lucrările aferente acestor tipuri de măsuri pot constitui obiectivele viitoarelor proiecte potențiale de infrastructură.

Strategia Națională de Management al Riscului la Inundații pe termen mediu și lung, aprobată prin HG nr. 846/2010, are ca obiectiv principal prevenirea și reducerea consecințelor inundațiilor asupra vieții și sănătății oamenilor, asupra activităților socio-economice și a mediului. Strategia vizează o gestionare integrată a apei și a resurselor adiacente: amenajarea teritoriului și dezvoltarea urbană, protecția naturii, dezvoltarea agricolă și silvică, protecția infrastructurii de transport, a construcțiilor și a zonelor turistice, protecția individuală etc. Pe baza Strategiei Naționale de Management al Riscului la Inundații s-au elaborat Planurile pentru Prevenirea, Protecția și Diminuarea Efectelor Inundațiilor (PPPDEI) în scopul reducerii riscului de producere a dezastrelor naturale (inundații) cu efect asupra populației, prin implementarea măsurilor preventive în cele mai vulnerabile zone, pe termen mediu (2020). Pe baza PPPDEI au fost realizate Planurile de Management al Riscului la Inundații.

Majoritatea măsurilor cuprinse în Planurile de Management al Riscului la Inundații (<http://www.inhga.ro/-/planurile-de-management-al-riscului-la-inundatii>) sunt măsuri nestructurale:

- Măsuri de restaurare a zonelor de retenție (de exemplu: restaurarea zonelor umede sau crearea de noi zone umede, reconectarea și restaurarea luncii inundabile, remeandrarea cursului de apă, renaturarea malurilor cursului de apă, restaurarea lacurilor naturale);
- Măsuri naturale de retenție a apei în zone urbane/populate (de exemplu: rigole “verzi”, canale și rigole, sisteme de drenaj, colectarea și stocarea apei de ploaie în rezervoare de mari dimensiuni, pentru reutilizarea ulterioară, pavaje permeabile, amenajări de mici dimensiuni: zone de bioretenție, canale de infiltrație, spații verzi amenajate, amenajări de

dimensiuni mari care înmagazinează temporar apa – bazine de retenție);

- Măsuri naturale de retenție a apei prin schimbarea sau adaptarea practicilor de utilizare a terenurilor în agricultură (de exemplu: menținerea arealelor ocupate de către fânețe și pășuni, practici de cultivare pentru conservarea solului, terasarea versanților și perdele de arbuști);
- Măsuri naturale de retenție a apei prin schimbarea sau adaptarea practicilor de utilizare a terenurilor în managementul pădurilor (de exemplu: îmbunătățirea managementului pădurilor în zonele inundabile, împădurirea zonelor montane (în zona superioară a bazinelor, împădurirea bazinelor de recepție a lacurilor de acumulare);
- Măsuri de reducere a nivelului apei (eliminarea blocajelor/obstacolelor pe cursurile de apă, plutitori, asigurarea capacităților de retenție și drenaj, creșterea volumelor de tranzitare a albiei minore prin decolmatarea albiei, creșterea volumelor de atenuare prin decolmatarea lacurilor de acumulare, măsuri de îmbunătățire a capacității de retenție la nivel național prin relocarea digurilor).

Tipurile de măsuri structurale potențiale necesare reducerii riscului la inundații, sunt:

- Măsuri de îmbunătățire a capacității de retenție la nivelul bazinului hidrografic prin realizarea de poldere și lacuri de acumulare de mici dimensiuni (realizate în zona superioară a bazinului hidrografic), prin:
  - Realizarea de noi poldere; asigurarea funcționalității polderelor existente;
  - Realizarea de noi acumulări nepermanente de mici dimensiuni.
- Măsuri structurale de protecție ce cuprind:
  - Realizarea de noi acumulări pentru atenuarea undelor de viitură;
  - Realizarea de derivații de ape mari;
  - Măsuri de stabilizare a albiei – recalibrări de albie, parapeteți, ziduri de sprijin, apărări de mal, stabilizare pat albie;
  - Măsuri de protecție de-a lungul cursurilor de apă prin lucrări de îndiguiri locale;
  - Măsuri de reducere a scurgerii pe versanți și de amenajare a torenților și reținerea aluviunilor/sedimentelor.

Efecte ecologice primare ale lucrărilor din domeniul gospodăririi apelor asupra coridoarelor ecologice și asupra conectivității sunt:

- Pierderea/reducerea habitatelor specifice (i.e. alterarea calității habitatelor ca urmare a modificării regimului hidrologic, a modificărilor morfologice a cursului sau a modificărilor fizico-chimice ale apei).
- Efecte de barieră (longitudinal sau transversal).
- Perturbarea speciilor.

O serie de acte normative asigură cadrul general pentru adoptarea unor soluții de gospodărire a apelor care să nu producă un impact negativ semnificativ asupra biodiversității prin afectarea conectivității structurale și funcționale la nivelul sistemelor ripariene. Astfel, Ordinul ministrului mediului și dezvoltării durabile nr. 1163/2007 privind aprobarea unor măsuri pentru îmbunătățirea soluțiilor tehnice de proiectare și de realizare a lucrărilor hidrotehnice de amenajare și reamenajare a cursurilor de apă, pentru atingerea obiectivelor de mediu din domeniul apelor stabilește cadrul general pentru diminuarea impactului negativ al lucrărilor hidrotehnice de amenajare a cursurilor de apă asupra mediului, prin asigurarea dezvoltării durabile. Aplicarea procedurilor de evaluare a impactului asupra mediului trebuie să ia în considerare inclusiv impactul viitoarelor proiecte din acest domeniu asupra zonelor cu rol de coridoare ecologice și asupra populațiilor speciilor a căror deplasare/dispersie/migrare se realizează la nivelul acestor sisteme ripariene. Implementarea prevederilor Directivei Cadru privind Apa poate asigura atingerea obiectivelor privind prevenirea fragmentării habitatelor și îmbunătățirea conectivității prin integrarea acestor aspecte în planurile de management bazinale.

## 5.6. Păduri și vânătoare

România este caracterizată de un nivel ridicat al biodiversității, atât din punct de vedere al speciilor.

România deține importante suprafețe de păduri cu structuri naturale, inclusiv cu impact antropic foarte redus (încadrate ca păduri virgine sau cvasivirgine), iar în prezent, datorită valorii lor, o mare parte din acestea sunt incluse în arii naturale protejate de diverse categorii (rezervații naturale, parcuri naturale și naționale, situri Natura 2000). Datorită variabilității condițiilor de relief, pădurile sunt foarte diverse din punct de vedere al speciilor care apar în mod natural în țara noastră, de la pădurile de luncă din Delata Dunării, la pădurile-rariști din zonele de silvo-stepă dominate de stejari, la masivele întinse din zonele de deal și munte dominate de fag, brad și molid, până la rariștile altitudinale din Munții Carpați.

În România, pădurea este considerată un *bun de interes național* și, ca atare, gospodărirea acestei resurse la nivelul întregii țări se realizează pe baza unui sistem unitar de norme tehnice silvice, economice și juridice privind amenajarea, cultura, exploatarea, protecția și paza fondului forestier național, având ca finalitate **asigurarea gospodăririi durabile** a ecosistemelor forestiere **indiferent de natura proprietății**. (Stănicioiu et al. 2018)

Principiile gestionării durabile a resursei forestiere sunt descrise în Codul silvic (Legea 46/2008 modificată și completată prin Legea nr. 133/2015, art. 5) printre acestea fiind menționate explicit următoarele:

- promovarea practicilor care asigură gestionarea durabilă a pădurilor;
- asigurarea integrității fondului forestier și a permanenței pădurii;
- primordialitatea obiectivelor ecologice ale silviculturii;
- promovarea tipului natural fundamental de pădure și asigurarea diversității biologice a pădurii.

Suprafețele de teren incluse în fondul forestier național sunt supuse regimului silvic și, ca atare, gestionarea lor se face pe baza unui sistem unitar de norme tehnice, legislația actuală impunând ca administrarea pădurilor să se facă obligatoriu doar prin structuri specializate și autorizate de autoritatea centrală care răspunde de silvicultură, cu respectarea regimului silvic (norme tehnice

unitare) indiferent de proprietar.

În vederea administrării pădurilor, proprietarii de terenuri sunt obligați să dețină planuri de gospodărire (numite amenajamente silvice), care:

- sunt elaborate de o terță parte, entități specializate și autorizate în acest sens de autoritatea centrală care răspunde de silvicultură;
- sunt elaborate pe baza normelor tehnice unitare emise la nivel național;
- sunt avizate și aprobate de autoritățile centrale care răspund de mediu și de silvicultură.

Principiile care stau la baza elaborării planurilor de amenajare silvică, cuprinse în Normele tehnice 5/2000 sunt:

- Principiul continuității asigurării funcțiilor productive și protective ale pădurilor;
- Principiul eficacității funcționale a pădurilor;
- Principiul conservării și ameliorării biodiversității

În plus față de toate acestea, pădurilor din România, indiferent de forma de proprietate, li se atribuie o funcție prioritară conform aceluiași norme tehnice silvice. Amenajamentele silvice se elaborează luând în calcul aspecte economice, sociale și de mediu, iar stabilirea uneia dintre aceste laturi ca obiectiv principal într-o anumită suprafață de pădure se face, de la caz la caz, în funcție de obiective de interes public și nu privat. Ca urmare, mai mult de jumătate din pădurile țării sunt incluse în Grupa I Funcțională - Păduri cu funcții speciale de protecție (ex: protecție a calității aerului, biodiversității, calității apei, calității solurilor și chiar pentru recreere). Includerea în această grupă implică automat impunerea unor reguli speciale în conducerea și exploatarea acestor păduri. În realizarea planurilor de management (amenajamentele silvice) obligatorii, elaboratorii trebuie să țină cont de aceste reguli privind atingerea obiectivelor gestionării pădurilor indiferent de forma de proprietate.

Din punct de vedere al condițiilor necesare unei conectivități ridicate a pădurilor (și implicit a speciilor care depind de acestea) la nivel național, merită detaliat cele mai importante aspecte care derivă din cele menționate mai sus. Una dintre cele mai importante condiții, un caz devenit particular în Europa de astăzi, se referă la cerința expresă de promovare a tipului natural de pădure în întregul fond forestier (indiferent de forma de proprietate). Această condiție este impusă prin amenajamentele silvice, obligatoriu de aplicat, și presupune perpetuarea speciilor care în mod natural există într-o anumită zonă, deoarece

se incurajează asigurarea caracterului natural al pădurii din punctul de vedere al speciilor de arbori care o constituie. (Stănicioiu et al. 2018) Chiar și în cazul reconstrucției ecologice, acolo unde nu există la momentul respectiv speciile în cauză, alegerea speciilor se face în funcție de condițiile staționale locale, alte specii decât cele autohtone fiind acceptate doar în cazul unor terenuri degradate, care nu pot fi reabilitate cu ajutorul speciilor caracteristice zonei. Menținerea sau refacerea unei compoziții naturale sau cât mai apropiate de cea naturală, se asigură și prin ansamblul de lucrări, de instalare a pădurii, de îngrijire și conducere - la vârste tinere - și cele de regenerare - la vârste înaintate, care sunt prevăzute detaliat în normele tehnice silvice și implicit în amenajamentele silvice. Promovarea tipului natural de pădure și chiar a condițiilor apropiate de dinamică naturală a pădurilor este asigurat și prin promovarea regenerării naturale din sămânță, cu instalare treptată ca metodă principală de regenerare a pădurilor și, atunci când regenerarea nu se instalează natural, prin respectarea unor formule de împădurire prevăzute în norme, conform tipului natural de pădure și condițiilor staționale. În plus, modul de îngrijire a pădurilor tinere și de exploatare (regenerare) a celor bătrâne sunt corelate cu biologia speciilor de arbori caracteristice tipului natural de pădure.

O altă cerință care completează pe cea anterioară, este impunerea regimului codru pentru majoritatea pădurilor la nivel național, adică impunerea regenerării generative (de exemplu din sămânță) a pădurilor în detrimentul celei vegetative (de exemplu din lăstari) și la vârste mari (mai mari decât în multe din pădurile Europei). Această prevedere nu impune deci numai regenerarea naturală din sămânță a speciilor autohtone despre care am vorbit mai sus, ci impune și vârste înaintate ale exploatabilității pădurilor, de exemplu, vârsta la care se poate face exploatarea pădurii și reinstalarea unei generații tinere. Astfel, în România, în majoritatea cazurilor, vârsta la care se exploatează pădurea este de peste 100 ani. Ca atare, cu toate că din punct de vedere al producției cantitative și calitative de lemn această condiție poate reduce eficiența economică, este asigurată prezența arborilor de mari dimensiuni, inclusiv a celor în curs de uscare/degradare, care oferă habitat specific anumitor specii.

Nu în ultimul rând, legislația actuală, față de cea din trecut, dar și față de cea din alte țări europene, restricționează aplicarea tăierilor unice (tăieri rase) doar la câteva specii autohtone și la anumite cazuri particulare în care alte tipuri de tăieri nu sunt eficiente, fie din cauză că asigurarea regenerării naturale din sămânță este foarte costisitoare, fie pentru că stabilitatea arboretelor ar fi afectată. Este cazul arboretelor de molid cu structură echienă și relativ echienă, uniformă

sau relativ uniformă, sensibile la doborâturi de vânt, a arboretelor de pin și a arboretelor în care este necesară reinstalarea tipului natural de pădure, fie pentru că au o compoziție foarte diferită față de cea naturală, fie pentru că au vitalitate scăzută și nu mai pot asigura funcția atribuită lor. Mai mult decât atât, mărimea suprafețelor care pot fi tăiate printr-o singură tăiere (tăieri rase) este limitată la maxim 3 ha, iar efectuarea unei alte tăieri, limitrofe unei astfel de suprafețe, se poate face doar după ce este deja închis coronamentul pădurii tinere proaspăt instalate în locul celei anterioare (este realizată „starea de masiv” – deci pădurea este reinstalată și asigură din nou funcția atribuită ei).

În fapt, marea diferență între situația din România și multe alte țări europene constă în această combinație de reglementări care oferă cadrul necesar conservării biodiversității în toate pădurile, inclusiv în cele cu rol preponderent de producție de material lemnos, nu doar în cele special desemnate pentru acest obiectiv. Nu în ultimul rând, trebuie subliniat faptul că, în realitate, majoritatea cerințelor impuse în managementul pădurilor în România urmăresc naturalitatea ecosistemului și implicit menținerea biodiversității, ceea ce din punct de vedere strict economic reprezintă o limitare a producției și productivității, deoarece aduce pierderi. Ca atare, în România legislația actuală nu doar permite, ci chiar impune existența unor peisaje forestiere întinse, mozaicate, ce includ toate stadiile de dezvoltare ale pădurii și care au compoziții diverse, ce oferă permanent condiții favorabile tuturor speciilor.

În plus față de cele menționate anterior, o condiție de bază pentru asigurarea și menținerea conectivității este asigurată de legislația foarte restrictivă în ceea ce privește schimbarea categoriei de folosință a terenurilor din fondul forestier (Codul silvic și legislația subsecventă). În acest sens, prevederile legale nu doar reglementează strict modul în care se pot efectua astfel de schimbări (ex: „scoateri din fond forestier”), ci și mărimea suprafețelor și cuantumului despăgubirilor ce trebuie achitate și impun ca măsură compensatorie împădurirea unei suprafețe echivalente sau, în funcție de situația dată, chiar de 3 ori mai mare decât cea afectată, excepția făcând doar scoaterile necesare obiectivelor de interes național, declarate de utilitate publică. Ca atare, suprafața totală de pădure nu poate scădea.

Pe lângă toate aceste reguli obligatorii, indiferent de forma de proprietate, merită menționate și eforturile asumate în mod voluntar cu ocazia certificării managementului forestier în sistem FSC. În România, la momentul actual, suprafața certificată depășește 2.552.563 ha în 2015 și tendința este de creștere. Ca atare, implementarea unui management care urmărește și conservarea



biodiversității, inclusiv conectivitatea, este asigurată și printr-un sistem de certificare recunoscut la nivel internațional.

Toate regulile menționate mai sus, impuse de legislația actuală **pe toate terenurile forestiere, indiferent de forma de proprietate**, au un efect benefic asupra conectivității, acest efect se datorează unor prevederi favorabile conectivității și biodiversității, impuse pe întreaga suprafață păduroasă și nu doar în arii protejate. Ca atare, dacă se respectă prevederile regimului silvic actual, eventuale efecte negative asupra unor specii de faună, ca de exemplu schimbarea unor condiții de habitat specifice, perturbarea speciilor datorită activităților, pot apărea într-o anumită locație **doar temporar** și la scară foarte redusă. **Efecte negative de durată se pot produce în cazul nerespectării regimului silvic.**

În context general, realizarea unei rețele de arii protejate ar fi necesară pentru a asigura conectivitatea indispensabilă existenței metapopulațiilor diverselor specii de plante și animale. Funcționalitatea acesteia ar fi deci atinsă nu doar când suprafețele ar fi suficient de mari pentru a conserva speciile și habitatele (i.e. intra-conectivitatea), ci și când ar fi asigurată conectivitatea între diversele arii. Acest deziderat este important mai ales atunci când în suprafețele dintre ariile protejate existente apar bariere structurale sau funcționale datorită activităților umane. În cazul României unde prevederile legislative referitoare la păduri sunt radical diferite față de cele existente în majoritatea țărilor Europei, acest deziderat este asigurat în majoritatea cazurilor atât pentru păduri ca habitat, cât și pentru speciile asociate lor. Dovada acestui fapt sunt populațiile foarte viguroase ale unor specii dispărute din vestul Europei, populații care sunt răspândite în întreg arealul natural, uneori chiar mai bine reprezentate în afara rețelei de arii protejate. În plus, ariile protejate de interes comunitar care au dus la asigurarea unei ponderi importante a ariilor protejate la nivel național, au fost desemnate pe suprafețe supuse gospodăririi (d.p.d.v. forestier și cinegetic) de decenii sau secole, tocmai pentru motivul că populațiile și habitatele sunt într-o stare favorabilă de conservare. (Stancioiu et al. 2018)

Una dintre amenințările cele mai mari pentru conectivitatea ridicată asigurată în prezent este neadaptarea politicilor de mediu la situația actuală din punct de vedere al proprietății asupra terenurilor. În prezent, ca urmare a aplicării legilor privind fondul funciar, aproximativ jumătate din terenurile forestiere ale țării aparțin altor proprietari decât Statul Român. Toate regulile menționate mai sus, cu efecte benefice asupra biodiversității și a altor factori de mediu, sunt în fapt restricții de utilizare a unor resurse, restricții care aduc costuri mari tuturor

administratorilor/propietarilor de terenuri. În timp ce pe terenurile proprietate publică a statului scopul este atingerea obiectivelor de interes public, pe terenuri aparținând altor proprietari, trebuie acordată atenție sporită obiectivelor acestora, derivate din dreptul asupra proprietății, garantat prin Constituție, cu atât mai mult în situațiile când obiectivele de interes public aduc atingere obiectivelor acestor proprietari. Ca atare, impunerea unor reguli unitare, datorate statutului, pentru pădure ca bun de interes național și pentru scopuri de interes public, nu se poate face fără o cointeresare a proprietarilor de terenuri (alții decât statul).

Legislația actuală atât în ceea ce privește conservarea biodiversității, cât și în ceea ce privește regimul silvic, prevede necesitatea și oportunitatea acordării unor compensații financiare. Astfel:

- OUG 57/2007 aprobată și modificată prin Legea 49/2011 la Art. 26 alin. (1) prevede că – „ Pentru terenurile din arii naturale protejate deținute în regim de proprietate privată sau concesionate, proprietarii ori concesionarii vor primi compensații pentru respectarea prevederilor restrictive din planul de management al ariei naturale protejate ori pentru măsurile de conservare instituite”. În plus, la alin. 3 prevede că „Proprietarii de terenuri extravilane situate în arii naturale protejate supuse unor restricții de utilizare sunt scutiți de plata impozitului pe teren”.(<https://legislatie.just.ro/Public/DetaliiDocument/83289>)

- Codul Silvic (Legea 46/2008 cu modificările și completările ulterioare - <https://legislatie.just.ro/Public/DetaliiDocument/90768>), prevede la Art. 97 alin. (1) lit. b că, „În scopul gestionării durabile a fondului forestier proprietate privată a persoanelor fizice și juridice și a celui proprietate publică și privată a unităților administrativ-teritoriale, statul alocă anual de la buget, prin bugetul autorității publice centrale care răspunde de silvicultură, sume pentru: acordarea unor compensații reprezentând contravaloarea produselor pe care proprietarii nu le recoltează, datorită funcțiilor de protecție stabilite prin amenajamente silvice, care determină restricții în recoltarea de masă lemnoasă;”. Mai mult decât atât același Cod Silvic prevede la Art. 97 alin. (2) că „Impunerea de restricții proprietarilor de păduri, prin amenajamente silvice, prin regulamente ale parcurilor naționale, naturale, rezervațiilor biosferei și ale siturilor Natura 2000 ori prin alte norme, inclusiv cele care stabilesc diferite tipuri de grupe funcționale, se poate face fie cu acordul proprietarului, fie cu plata unei juste și prealabile despăgubiri, plătită anual, care să compenseze integral veniturile nerealizate de proprietarul de pădure, persoană fizică sau juridică”.

În ciuda existenței acestor prevederi explicite, pierderile datorate restricțiilor existente nu au fost și nu sunt compensate prompt și just de către stat. Această situație poate produce efecte negative asupra biodiversității și chiar a conectivității. Ca atare, este necesară analizarea atentă a situațiilor care impun restricții (**pentru a nu promova acordarea inutilă de compensații**) și găsirea soluțiilor necesare aplicării în practică a prevederilor referitoare la compensarea pierderilor, **atunci când restricțiile reprezintă singura cale pentru asigurarea obiectivelor urmărite.**

O altă amenințare care poate avea efecte indirecte majore, oarecum legată de cea anterioară și care poate produce un efect cumulativ, este interpretarea greșită a rolului managementului silvic și cinegetic de către entitățile desemnate a elabora planuri de management pentru ariile protejate și de către autoritățile cu rol de avizare și aprobare a acestor planuri. În timp ce elaborarea planurilor de amenajament silvic se poate face doar de către entități specializate și autorizate de autoritatea centrală care răspunde de silvicultură, elaborarea planurilor de management pentru arii protejate a fost și este acordată unor entități care nu dețin personal calificat în domeniul managementului silvic și cinegetic, cu toate că planurile în cauză trebuie să facă referiri explicite la măsuri de management specifice și să fie corelate cu cadrul legal existent. Ca atare, din cauza necunoașterii particularităților și prevederilor tehnice și legale care reglementează aceste domenii, în ciuda evidenței empirice existente (de exemplu: populații de animale și habitate forestiere gestionate de decenii care sunt în stare bună de conservare), în foarte multe cazuri managementul silvic și cel cinegetic, implementate conform prevederilor legale existente, sunt considerate ca amenințări și se crede că este necesară impunerea de restricții suplimentare, neancorate în realitate și mai ales necorelate cu necesitățile de conservare ale speciilor și habitatelor în cauză. Această amenințare se datorează nu doar modului în care se face elaborarea acestor planuri, ci mai ales lipsei colaborării la nivel central între entitățile responsabile de conservarea mediului și cele responsabile de gestionarea durabilă a pădurilor și resurselor cinegetice, valabilă și în cazul altor entități (ex: gospodărirea resurselor agricole). Pe lângă cazul prezentat mai sus, în care unele planuri consideră ca amenințări managementul silvic și cel cinegetic implementate conform prevederilor legale existente, în timp ce altele le consideră ca măsuri suficiente asigurării stării favorabile, un alt exemplu elocvent în acest sens este abordarea neunitară a procedurii de avizare de mediu a amenajamentelor silvice, în anumite zone ale țării acestea fiind greșit interpretate drept planuri care pot produce efecte negative – care au impact negativ semnificativ asupra mediului, deși scopul lor este, de fapt, gospodărirea durabilă inclusiv conservarea biodiversității. Biodiversitate existentă tocmai datorită aplicării și impunerii prin amenajamente a tuturor regulilor menționate mai sus.

Restricțiile impuse prin aceste planuri de management ale ariilor protejate, datorate fie înțelegerii greșite, fie interpretării greșite a prevederilor actuale, nefiind indispensabile pentru conservarea speciilor și habitatelor în cauză, nu doar crează tensiuni inutile între autorități și proprietari/administratori, ci

îngreunează foarte mult aplicarea măsurilor care au asigurat prezența speciilor și habitatelor până în prezent. Atât prin restricționarea directă inutilă a unor lucrări, cât și indirect, prin presiunile asupra proprietarilor și administratorilor se stimulează, mai degrabă, abandonul unor practici tradiționale decât continuarea lor și, mai mult decât atât, se determină acordarea unor compensații financiare inutile pentru scopul urmărit. Analizarea oportunității și necesității unor restricții suplimentare față de cele care există deja, se impune și în cazul pădurilor proprietate de stat, chiar dacă la momentul actual nu există prevederi legale de despăgubire a administratorului, cu scopul de a nu promova restricții care nu doar îngreunează actul de administrare, inclusiv măsurile într-adevăr necesare conectivității, ci produc și prejudicii Statului Român.

În ceea ce privește gestionarea faunei de interes cinegetic, România este binecunoscută la nivel European nu doar pentru populațiile cu efective numeroase din speciile de faună, unele chiar dispărute din alte țări ale Europei, dar mai ales pentru trofee deosebite, semn al unei vigurozități superioare a acestor specii. Această realitate este datorată nu doar varietății formelor de relief și implicit a condițiilor naturale diverse, cu habitate întinse și cu stare bună de conservare, menținute printr-un management silvic strict reglementat, ci și calității unui management cinegetic de calitate strict reglementat. La fel ca și în cazul pădurilor, fauna de interes cinegetic este considerată o resursă naturală regenerabilă, **bun public de interes național și internațional** conform legii nr. 407/2006, cu modificările și completările ulterioare reglementează activitatea de vânatoare și gestionarea fondului cinegetic național, și constituie baza legislației subsecvente în domeniu. Ca atare, conform aceluiași act normativ, gestionarea acesteia este supusă **regimului cinegetic** care presupune „ansamblul de norme tehnice, juridice și economice prin care fauna de interes cinegetic este administrată și gestionată durabil, **în scopul conservării biodiversității, menținerii echilibrului ecologic**, exercitării vânătorii și satisfacerii unor cerințe social-economice.

Aidoma ca și în cazul pădurilor, gestionarea faunei de interes cinegetic presupune:

- „**gospodărirea durabilă a faunei de interes cinegetic** din fondurile cinegetice, realizată de gestionari în baza contractelor de gestiune, pe riscul și răspunderea lor, pentru perioada stabilită prin contractele de gestiune”;

- gospodărirea doar prin gestionari specializați (ex: „persoana juridică

română care a fost licențiată în condițiile legii și căreia i se atribuie în gestiune fauna de interes cinegetic din cuprinsul unui fond cinegetic”).

- abordarea gospodăririi la nivel de fonduri cinegetice - adică „unitatea de gospodărire cinegetică constituită din fauna de interes cinegetic și suprafața de teren, indiferent de categoria acestuia, **indiferent de proprietar**, și astfel delimitată încât să asigure o stabilitate cât mai mare faunei de interes cinegetic în interiorul său”;

- gospodărire pe baza unui plan de management pentru fondul cinegetic care stabilește programul de gospodărire a vânatului și de amenajare a fondului cinegetic, pe o perioadă de 16 ani. Planul de management al fondului cinegetic, realizat de către gestionar, trebuie să fie aprobat apoi de către autoritatea centrală responsabilă.

Scopul gestionării îl reprezintă menținerea unor **populații optime** din speciile **de interes cinegetic**, adică acel număr „de exemplare din fauna de interes cinegetic, care coabitează într-un fond cinegetic într-o anumită **structură de specii** și într-o anumită **structură de vârste în cadrul fiecărei specii**, care **asigură conservarea biodiversității**, produce minimum de pagube și **nu prezintă risc pentru populația umană**”. Pentru stabilirea nivelului populațiilor optime, se utilizează așa-numitele Chei de Bonitare cu ajutorul cărora se analizează individualizat, pentru fiecare specie, potențialul fiecărui fond cinegetic, în funcție de particularitățile sale, aceste particularități fiind grupate în: factori abiotici, factori biotici, factori antropici cu efect pozitiv și factori antropici cu efect negativ. Pentru evaluarea dinamicii populațiilor, gestionarii sunt obligați să efectueze anual studii de „evaluare a efectivelor speciilor admise la vânătoare” prin personalul cu specializare silvică sau cinegetică, angajat de gestionar. Evaluările voi fi ulterior supuse aprobării autorității centrale Cotele de recoltă obținute în baza acestor evaluări sunt aprobate, de asemenea, de autoritatea centrală.

Pentru asigurarea unor populații optime, așa cum sunt definite mai sus, prevederile legale impun anumite reguli suplimentare, cu efect benefic asupra conectivității, cum sunt:

- Controlul strict al activităților antropice cu efect negativ direct sau indirect (în special pășunat, câini hoinari și ciobănești, pisici hoinare, turism – mai ales cu vehicule motorizate - și orice alte activități care tulbură liniștea faunei cinegetice în perioada de înmulțire și creștere a puilor).

- Asigurarea liniștii în zonele și perioadele importante pentru speciile în cauză prin delimitarea în fiecare fond de vânătoare a uneia sau mai multor zone de liniște a faunei cinegetice în care se iau măsuri suplimentare de protecție prin planurile de management cinegetic. Suprafața zonelor de liniște a faunei cinegetice însumează minimum 10% din suprafața totală a fiecărui fond de vânătoare. În coridoare ecologice de migrație sau în habitate naturale de interes comunitar, zonele de liniște se constituie integral sau parțial, după caz, în suprafața acestora.

- Prevenirea și combaterea braconajului.

- Asigurarea hranei *suplimentare* în sezonul de vegetație – pentru prevenirea/reducerea pagubelor și implicit pentru evitarea conflictelor, și *complementare* în sezonul rece – pentru asigurarea condițiilor necesare supraviețuirii și stabilității populațiilor

În plus față de toate acestea, în vederea asigurării regimului de protecție al speciilor de faună sălbatică de interes cinegetic, conform obligațiilor asumate prin aderarea la UE și la convențiile internaționale din domeniul protecției naturii, aceeași lege impune restricții privind desfășurarea activității de vânătoare în unele zone, delimitate conform legislației în vigoare. În anumite categorii arii naturale protejate se interzice vânătoarea speciilor de faună sălbatică prevăzute în Anexa II sau se aprobă perioadele în care este permisă vânătoarea speciilor prevăzute în Anexa I și modul de aprobare al cotelor de vânătoare pentru aceste specii, și se stabilesc sancțiuni pentru încălcarea prevederilor legii.

Ca atare, gestionarea faunei de interes cinegetic **conform prevederilor legale în vigoare**, așa cum demonstrează existența unor populații viguroase din specii devenite rare sau chiar dispărute în alte părți ale Europei, asigură condițiile necesare conectivității la nivel național.

În ciuda acestor avantaje datorate prevederilor legale existente și aplicate de decenii în țara noastră, pe lângă încălcarea regimului cinegetic merită menționate și câteva aspecte ce pot fi potențiale amenințări la adresa biodiversității și conectivității, aspecte care în loc să favorizeze respectarea regimului cinegetic, pot favoriza încălcarea acestuia.

La fel ca în cazul pădurilor, foarte multe suprafețe incluse în fondurile cinegetice aparțin altor proprietari decât Statul Român. În timp ce pe terenurile proprietate publică a statului scopul este atingerea obiectivelor de interes public,

care presupun, printre altele, gestionarea durabilă a faunei de interes cinegetic – bun public, de interes național și internațional, pe terenuri aparținând altor proprietari trebuie acordată atenție sporită obiectivelor acestora, derivate din dreptul asupra proprietății, drept garantat de stat prin Constituție. Trebuie avute în vedere, în special, situațiile când obiectivele de interes public aduc atingere obiectivelor acestor proprietari. Ca atare, crearea unor reguli unitare pentru toate tipurile de proprietari, care să impună statutul de bun de interes național al faunei de interes cinegetic și să urmărească doar scopuri de interes public nu se poate face fără o cointerensare a proprietarilor de terenuri (alții decât statul).

În cazul faunei de interes cinegetic, pagubele produse proprietății trebuie în primul rând evitate și acolo unde totuși se produc, trebuie compensate just și prompt. Față de situația descrisă în cazul terenurilor forestiere, în cazul faunei de interes cinegetic există prevederi legale referitoare la menținerea unor efective care produc pagube minime și sunt oferite compensații financiare în cazul pagubelor produse de aceasta, procedurile sunt încă greoaie și birocratice. Având în vedere nivelul de trai scăzut în special din zonele rurale, fapt care în sine duce deseori la acte de braconaj, pagubele produse culturilor agricole și animalelor domestice au un impact major asupra locuitorilor din aceste zone, deoarece de cele mai multe ori este vorba despre distrugerea agriculturii de subsistență – cultura din câmp sau grădină și de animale din gospodărie, care oferă traiul de zi cu zi al familiei; iar orice pierdere necompensată prompt este foarte greu sau imposibil de recuperat. În acest context, birocrăția necesară procesului de despăgubire duce fie la abandonarea sau la întârzierea plăților acestor despăgubiri, fapt ce produce o stare de neîncredere în stat și chiar gestionar) ,fie la o respingere/adversitate față de speciile de faună în cauză. O astfel de percepție din partea comunităților, datorată incapacității instituțiilor statului de a le asigura protecție / efectul strict negativ al unor specii de faună, are efecte adverse pentru eforturile de conservare și conectivitate, deseori oamenii ajungând să utilizeze măsuri de autoapărare, ca de exemplu metode neselective – otravă, capcane. Aceste comportamente sunt greu de controlat și au un impact negativ asupra multor specii de faună, inclusiv asupra celor care nu sunt responsabile pentru pagubele produse. Menținerea unor efective optime în sensul definiției termenului, care să „producă minimum de pagube și să **nu prezintă risc pentru populația umană**” a fost și rămâne cheia asigurării unei coabitări între fauna sălbatică și populația umană. Asigurarea unor compensații prompte și juste este o măsură complementară și nu este eficientă în lipsa primei măsuri. Din nefericire, în cazul carnivorelor mari, aceasta este singura măsură existentă la momentul actual, în ciuda faptului că efectivele numeroase nu justifică măsura de protecție strictă, necesară și



logică doar în cazul unor populații pe cale de dispariție și doar în cazul în care gestionarea conform legilor poate avea impact negativ asupra acestora, ducând la reducerea populațiilor și implicit la dispariție. De asemenea, faptului că sunt poziționate la vârful piramidei trofice, singura cale de control asupra densităților acestora este disponibilitatea hranei prin reglare naturală, care limitează numărul exemplarelor prin competiție, și eliminarea naturală, sau intervenția omului, care reglează numărul exemplarelor prin extragere, în funcție de obiectivele urmărite.

Nu în ultimul rând, **atât din punct de vedere al pădurilor cât și al speciilor de interes cinegetic**, trebuie analizat ca potențială amenințare pentru asigurarea conectivității la un nivel cât mai mare, național și chiar transfrontalier, **modul în care se realizează gestionarea zonelor de conectivitate**. În cazul rețelei Natura 2000, care ar trebui să fie formată din zone gospodărite pentru conviețuirea armonioasă între om și natură, desemnarea ca arii protejate a creat falsa impresie că statul, prin custozi și administratori face managementul efectiv al acestor resurse forestiere și cinegetice. În realitate, resursele sunt în continuare gestionate de aceleași entități, proprietari sau administrator ai bunurilor lor. Faptul că în majoritatea cazurilor siturile includ zone supuse gospodăririi de decenii și secole și faptul că în aceste zone atât speciile cât și habitatele sunt în stare bună de conservare atestă pe de o parte inutilitatea desemnării ca arii protejate și pe de altă parte faptul că legislația existentă în domeniul silvic și cinegetic este mult mai eficientă pentru conservare decât cea din multe dintre celelalte țări europene și că în România este asigurată o rețea Natura 2000 de calitate, chiar superioare celor din alte părți ale Europei. Acest lucru este atestat de abundența populațiilor speciilor în România față de alte țări europene, unde unele chiar au și dispărut. O altă dovadă în acest sens este faptul că primele planuri de management pentru siturile Natura 2000 au fost aprobate abia recent, la 10 ani după desemnarea rețelei, iar starea de conservare a habitatelor și speciilor este în continuare, în majoritatea cazurilor, favorabilă ca urmare a gestionării conform legislației actuale în domeniul cinegetic și silvic. Ca atare, cel puțin în cazul pădurilor și speciilor de interes cinegetic, unde legislația actuală este suficient de restrictivă și urmărește explicit condițiile necesare conectivității și biodiversității în general, nu se justifică desemnarea zonelor de conectivitate ca arii protejate. Dimpotrivă, având în vedere toate cele menționate anterior, aceasta ar avea efecte negative. Gestionarea acestor zone în baza contractelor cu actualii gestionari este soluția viabilă pentru Statul Român atât din punct de vedere practic, cât și financiar.



## 5.7. Agricultură

Tipul predominant de proprietate a terenurilor agricole este privat, ca urmare a retrocedării către foștii proprietari sau către urmașii acestora. Nu există o cadastrare la nivel național a fondului agricol și nici nu s-a finalizat înscrierea tuturor suprafețelor în Cartea Funciară. România are 3,42 milioane de exploatații agricole, cu o medie de 3,65 hectare per exploatație (INS).

Suprafața agricolă a României a scăzut ușor de la un an la altul. Transferul suprafețelor de teren către sectorul construcțiilor a constituit cauza principală a reducerii suprafeței agricole în ultimii douăzeci de ani. Reducerea suprafețelor de teren, prin includerea acestora în zona urbană, reprezintă un fenomen întâlnit în zonele cu productivitate mai mare, în timp ce schimbarea categoriei de folosință a terenului agricol în cel forestier apare, în special, în zonele defavorizate.

Performanța în agricultură a fost scăzută și a devenit tot mai instabilă. Acest lucru este rezultatul unei structuri duale și „învechite” a exploatațiilor agricole, a lipsei piețelor care să sprijine restructurarea și modernizarea sectorului agricol și a industriei alimentare care nu și-a încheiat încă procesul de restructurare și modernizare. Efectivele de animale au scăzut drastic pe parcursul perioadei de tranziție. Desființarea sau privatizarea operativelor agricole de producție și a fermelor de stat au avut drept rezultat apariția unor modificări structurale semnificative. Neputând utiliza spațiile și dotările tehnice din fostele unități de producție intensivă, micii agricultori s-au bazat pe creșterea animalelor în principal pentru consumul propriu. ([https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=Archive:Farm\\_structure\\_statistics/ro&oldid=418320](https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=Archive:Farm_structure_statistics/ro&oldid=418320))

Odată cu aderarea României la Uniunea Europeană s-a realizat armonizarea completă a sistemului legislativ și restructurarea corespunzătoare a cadrului instituțional din domeniul biosecurității. România a ratificat, de asemenea, *Protocolul de la Cartagena privind biosecuritatea* prin Legea 59/2003. Principalul act legislativ este reprezentat de *OUG nr. 43/2007 privind introducerea deliberată în mediu și pe piață a organismelor modificate genetic*, aprobată cu modificări și completări prin Legea 247/2009. În prezent, România nu are o evaluare privind avantajele/dezavantajele utilizării organismelor modificate genetic și a impactului acestora asupra biodiversității și nici o strategie clară în acest domeniu.

În privința speciilor alohtone, legislația românească este încă la început. Există, totuși, bazele pentru includerea acestui fenomen într-un cadru legislativ adecvat. Aceste baze sunt create prin ratificarea unor tratate sau acorduri

internaționale, dar și prin unele reglementări interne. În anul 2009 a fost adoptat *Ordinul ministrului mediului nr. 979/2009 privind introducerea de specii alohtone, intervențiile asupra speciilor invazive, precum și reintroducerea speciilor indigene prevăzute în anexele nr. 4A și 4B la OUG nr. 57/2007 cu modificările și completările ulterioare*. Între timp Ministerul Mediului Apelor și Pădurilor a implementat un proiect în care a vizat crearea instrumentele științifice și administrative necesare pentru managementul eficient al speciilor invazive din România, în conformitate cu Regulamentul (UE) nr. 1143/2014 privind prevenirea și gestionarea introducerii și răspândirii speciilor alogene invazive (<https://invazive.ccmesi.ro/wp-content/uploads/2020/07/3.2.1.-Lista-Institutii-PNAACIP-si-Analiza-Retea.pdf>)

### **Obiectivele operaționale pentru controlul speciilor invazive sunt:**

1. Prevenirea introducerii intenționate și neintenționate de specii alohtone;
2. Detectarea rapidă și identificarea noilor posibili invadatori înainte de pătrunderea pe teritoriul național;
3. Răspunsul rapid la pătrunderea speciilor alohtone invazive;
4. Managementul speciilor naturalizate și al extinderii arealului lor în scopul eradicării, limitării și controlului lor.

Principalele probleme care îngreunează reconstruirea sectorului agricol pe baze durabile și centrate pe punerea în valoare a biodiversității, sunt următoarele:

- Conceptul de agrobiodiversitate nu este introdus în politica națională agrară în sensul corect al termenului;
- Schemele actuale de agro-mediul iau parțial în considerare obiectivele și principiile de conservare a biodiversității, în unele cazuri fiind contradictorii cu măsurile de conservare a speciilor sălbatice și a habitatelor naturale (distrugerea mușuroaielor, tăierea arbuștilor și fertilizarea pășunilor/fânețelor);
- Subvențiile pentru agricultură nu iau în considerare principiile conservării biodiversității;

- Utilizarea nedurabilă a terenului (fragmentare, conversia terenurilor, abandonul terenurilor agricole);
- Alinierea la cerințele politicii agrare comune privind extinderea culturilor destinate obținerii de biodiesel, etanol, biomasă, fără a se ține cont de realitățile din țara noastră;
- Lipsa unui inventar național al raselor autohtone;
- Lipsa unor stimulente pentru omologarea și promovarea raselor și soiurilor autohtone;
- Lipsa unor programe de conservare a raselor și soiurilor autohtone omologate;
- Inexistența unei politici agrare naționale care să stimuleze diversificarea tipurilor de culturi prin producerea și consumul unor plante cu potențial agricol, neutilizate (lintea, bobul, meiul etc.);
- Lipsa unor mecanisme care să stimuleze aplicarea unor scheme agro-ambientale pentru obținerea producției agricole;
- Lipsa unor mecanisme care să stimuleze producția agricolă de tip eco, bio etc;
- Lipsa unei strategii clare privind organismele modificate genetic.

Planul de Acțiune pentru Agricultură elaborat în cadrul SNPACB ([http://www.mmediu.ro/app/webroot/uploads/files/SNPACB\\_revizuita.pdf](http://www.mmediu.ro/app/webroot/uploads/files/SNPACB_revizuita.pdf)) cuprinde o serie de măsuri cu responsabilități, termene și modalități de finanțare:

D3.1. Introducerea conceptului de agrobiodiversitate în politica națională agrară, în acord cu Politica Agricolă Comună.

D3.2. Evaluarea impactului pozitiv versus negativ al practicilor și politicilor agricole favorabile conservării biodiversității.

D3.3. Actualizarea și adoptarea normelor existente și a ghidurilor pentru includerea celor mai bune practici agricole de utilizare durabilă a agrobiodiversității

D3.4. Evaluarea impactului stimulentei/subvențiilor/ ajutoarelor de stat actuale asupra conservării biodiversității pentru identificarea și eliminarea celor perverse.

D3.5. Dezvoltarea de noi stimulente și mecanisme fiscale corespunzătoare pentru conservarea agro-biodiversității.

D3.6. Evaluarea capacității diverselor sisteme de producție agricole de a conserva agro-biodiversitatea și de a utiliza durabil resursele, în condiții de eficiență economică.

D3.7. Investigarea utilizării agro-biodiversității pentru dezvoltarea durabilă a sistemelor agricole ce contribuie la îmbunătățirea standardelor de viață, dar care asigură și îmbunătățirea stării biodiversității, conservând cele mai utile și mai vulnerabile specii.

D3.8. Evaluarea și caracterizarea soiurilor, hibrizilor și raselor locale pentru identificarea celor cu potențial ridicat de adaptare la schimbările climatice.

D3.9. Extinderea sistemelor agro-silvo-pastorale în zonele cu risc de aridizare.

D3.10. Elaborarea unor studii la nivel național privind situația actuală a gradului de fragmentare a solurilor agricole, a cauzelor și a consecințelor acestei fragmentări.

D3.11. Elaborarea unor studii la nivel național privind conversia terenurilor, tipurile de terenuri care au fost înlocuite și tipurile de terenuri care le înlocuiesc pe cele tradiționale.

D3.12. Evaluarea suprafeței de teren agricol aflat în abandon (% din suprafață existentă, istoricul abandonului, tendințe).

D3.13. Elaborarea unor studii privind impactul culturilor destinate producției de biodiesel, etanol și biomasă asupra capacității productive și de suport a solurilor românești.

D3.14. Realizarea unui inventar al raselor autohtone și adoptarea acestui inventar printr-un act normativ.

D3.15. Crearea unor mecanisme care să promoveze omologarea și utilizarea raselor și soiurilor autohtone.

D3.16. Realizarea unei strategii naționale privind testarea, cultivarea și utilizarea organismelor modificate genetic.

### **Obiectivele operaționale pentru asigurarea managementului integrat al agriculturii**

1. Menținerea și dezvoltarea practicilor agricole extensive și a metodelor tradiționale de utilizare a terenurilor ce asigură conservarea habitatelor seminaturale, prin:

- dezvoltarea standardelor pentru bunele practici agricole;
- promovarea și asigurarea viabilității speciilor și soiurilor/raselor ce contribuie la conservarea ecosistemelor și speciilor sălbatice;
- dezvoltarea schemelor actuale de agro-mediu.

2. Diminuarea efectelor negative ale practicilor agricole intensive.

3. Implementarea Principiilor de la Addis Abeba și a Ghidurilor privind Utilizarea Durabilă.

Deoarece agricultura și spațiul rural sunt două laturi interdependente, dezvoltarea rurală trebuie să se desfășoare tot în baza conceptului de dezvoltare durabilă, pe fondul dezvoltării durabile și complexe a agriculturii, prin practici menite nu doar să asigure o producție satisfăcătoare, ci și să realizeze obiectivele ecologice.

Strategia de dezvoltare rurală a României pentru următorii ani (2014-2020 - <https://www.madr.ro/docs/dezvoltare-rurala/2021/Program-National-de-Dezvoltare-Rurala-2014-2020-v12.pdf>) se înscrie în contextul de reformă și dezvoltare pe care UE și-l propune prin strategia Europa 2020. Pe baza acestui document, fiecare stat membru își elaborează propriile programe de dezvoltare rurală în funcție de nevoile din teritoriu. Acestea trebuie să vizeze, în același timp, cel puțin patru din următoarele șase priorități ale UE:

1. Să încurajeze transferul de cunoștințe și inovarea în agricultură, în silvicultură și în zonele rurale.

2. Să sporească viabilitatea și competitivitatea tuturor ramurilor agriculturii și să promoveze tehnologiile agricole inovatoare și gestionarea durabilă a fondului forestier.
3. Să promoveze organizarea lanțului de aprovizionare cu produse alimentare, bunăstarea animalelor și gestionarea riscurilor în agricultură.
4. Să refacă, să conserve și să dezvolte ecosistemele care sunt legate de agricultură și silvicultură.
5. Să promoveze utilizarea eficientă a resurselor și să sprijine tranziția către o economie cu emisii reduse de dioxid de carbon și rezistentă la schimbările climatice în sectoarele agricol, alimentar și silvic.
6. Să promoveze incluziunea socială, reducerea sărăciei și dezvoltarea economică în zonele rurale.

În programele lor de dezvoltare rurală, statele membre fixează obiective cantitative pentru fiecare arie de intervenție. Apoi, stabilesc ce măsuri vor lua pentru a atinge obiectivele și ce fonduri vor aloca pentru fiecare măsură în parte. Cel puțin 30% din fondurile alocate fiecărui program de dezvoltare rurală trebuie rezervate pentru măsuri relevante vizând protecția mediului și combaterea schimbărilor climatice

Acțiunile de atenuare a schimbărilor climatice ar trebui să vizeze atât limitarea emisiilor din agricultură și silvicultură, generate de activități-cheie precum producția animalieră și utilizarea îngrășămintelor, cât și conservarea absorbantilor de carbon și intensificarea activității de sechestrare a carbonului în ceea ce privește exploatarea terenurilor, schimbarea destinației terenurilor și silvicultura.

Programul Național de Dezvoltare Rurală (PNDR) pentru perioada 2014-2020 a contribuit la realizarea unei creșteri inteligente prin sprijinirea formelor de cooperare între instituțiile de cercetare și fermieri și alți actori ai economiei rurale, dar și prin sprijinirea componentei de formare profesională, dobândirea de competențe și diseminarea a informației. De asemenea, PNDR are în vedere o *creștere durabilă* care pune accent pe scăderea emisiilor de carbon și sprijinirea practicilor agricole prietenoase cu mediul.



În România, PNDR 2014-2020 a fost structurat pe cinci direcții prioritare, cu acțiuni specifice, și anume:

**Prioritatea 1- Încurajarea transferului de cunoștințe și a inovării în agricultură, în silvicultură și în zonele rurale:**

- **1A** Încurajarea inovării, a cooperării și a creării unei baze de cunoștințe în zonele rurale.
- **1B** Consolidarea legăturilor dintre agricultură, producția alimentară și silvicultură, pe de o parte, și cercetare și inovare, pe de altă parte, inclusiv în scopul unei gestionări mai bune a mediului și al unei performanțe de mediu îmbunătățite.
- **1C** Încurajarea învățării pe tot parcursul vieții și a formării profesionale în sectoarele agricol și forestier.

**Prioritatea 2 - Creșterea viabilității exploatațiilor și a competitivității tuturor tipurilor de agricultură în toate regiunile și promovarea tehnologiilor agricole inovatoare și a gestionării durabile a pădurilor:**

- **2A** Îmbunătățirea performanței economice a tuturor fermelor și facilitarea restructurării și modernizării fermelor, în special în vederea creșterii participării și orientării către piață, cât și a diversificării agricole.
- **2B** Facilitarea intrării în sectorul agricol a unor fermieri calificați corespunzător și, în special, a reînnoirii generațiilor.

**Prioritatea 3 - Promovarea organizării lanțului alimentar, inclusiv procesarea și comercializarea produselor agricole, a bunăstării animalelor și a gestionării riscurilor în agricultură:**

- **3A** Îmbunătățirea competitivității producătorilor primari printr-o mai bună integrare a acestora în lanțul agroalimentar prin intermediul schemelor de calitate, al creșterii valorii adăugate a produselor agricole, al promovării pe piețele locale și în cadrul circuitelor scurte de aprovizionare, al grupurilor și organizațiilor de producători și al organizațiilor interprofesionale.
- **3B** Sprijinirea gestionării și prevenirii riscurilor la nivelul exploatațiilor.

**Prioritatea 4 - Refacerea, conservarea și consolidarea ecosistemelor care sunt legate de agricultură și silvicultură:**

- **4A** Refacerea, conservarea și dezvoltarea biodiversității, inclusiv în zonele Natura 2000, în zonele care se confruntă cu constrângeri naturale sau cu alte constrângeri specifice și în cadrul activităților agricole de mare valoare naturală, precum și refacerea, conservarea și dezvoltarea stării peisajelor europene.

România dispune de o mare diversitate biologică, fiind țara în care se regăsesc cele mai multe regiuni bio-geografice din Europa, respectiv 5 din cele 11 identificate la nivelul UE. Ariile de protecție de interes european (Natura 2000) acoperă 22,7% din teritoriul țării. Conservarea biodiversității a reprezentat un obiectiv important al strategiei de dezvoltare rurală pentru perioada 2014-2020. Biodiversitatea în România, ca și la nivel global, este amenințată de o serie de factori precum intensivizarea agriculturii, abandonul practicilor agricole extensive, schimbările climatice, poluarea, extinderea spațiului locuit etc.

- **4B** Ameliorarea gestionării apelor, inclusiv gestionarea îngrășămintelor și a pesticidelor.
- **4C** Prevenirea eroziunii solului și ameliorarea gestionării solului.

**Prioritatea 5 - Promovarea utilizării eficiente a resurselor și sprijinirea tranziției către o economie cu emisii reduse de carbon și rezistentă la schimbările climatice în sectoarele agricol, alimentar și silvic:**

- **5A** Eficientizarea utilizării apei în agricultură.
- **5B** Eficientizarea utilizării energiei în sectorul agroalimentar.
- **5C** Facilitarea furnizării și a utilizării surselor regenerabile de energie, a subproduselor, a deșeurilor, a reziduurilor și a altor materii prime nealimentare, în scopul bioeconomiei.
- **5D** Reducerea emisiilor de gaze cu efect de seră și de amoniac din agricultură.

- 
- **5E** Promovarea conservării și a sechestrării carbonului în agricultură și silvicultură.

**Efectele ecologice ale lucrărilor din domeniul agriculturii asupra coridoarelor ecologice și asupra conectivității sunt:**

- Fragmentarea habitatului;
- Reducerea habitatului, prin extinderea și intensificarea sistemelor de producție agricole prin transformarea unor ecosisteme naturale sau semi-naturale în terenuri arabile și amenajarea lor pentru aplicarea tehnologiilor de producție intensivă a fost o strategie aplicată în cazul luncile inundabile ale râurilor principale și în special lunca Dunării, care a fost îndiguită și transformată în ecosisteme agricole intensive în proporție de 20-80%; o mare parte din pășunile cu vegetație de stepă și terenurile cu exces de umiditate au fost transformate în terenuri arabile; perdelele forestiere și multe corpuri de pădure din zona de câmpie sau din luncile râurilor au fost defrișate etc.
- Poluarea prin utilizarea pesticidelor/fertilizatori
- Perturbarea speciilor prin zgomote, vibrații, noxe produse de utilaje agricole folosite la lucrările intensive.



## **6. MĂSURI DE CONSERVARE/RECOMANDĂRI PENTRU IDENTIFICAREA, CREAREA ȘI IMPLEMENTAREA REȚELEI DE CORIDOARE ECOLOGICE**

Proiectarea unei rețele ecologice a ariilor naturale protejate coerente presupune abordarea managementul integrat al resurselor și integrarea priorităților de conservare a biodiversității în politicile și strategiile sectoriale ale statului respectiv. Extinsă în salturi, în funcție de contextul internațional sau de unele direcții de acțiune stabilite la nivel național, rețeaua de arii naturale protejate din România, deși acoperă o suprafață foarte mare din teritoriul țării, s-a dezvoltat fără a urmări explicit conectivitatea funcțională între aceste zone protejate.

La acest moment legislația asigură un cadru general lipsit de normative care să asigure implementarea unei rețele ecologice care să cuprindă zone din afara ariilor naturale protejate, dar importante în asigurarea conectivității și coerenței rețelei ecologice de arii natural protejate/ a Rețelei Natura 2000. De asemenea, documentele strategice existente necesită dezvoltarea cadrului legal pentru implementarea măsurilor de reducere a impactului asupra mediului în vederea atingerii obiectivelor ce vizează asigurarea conservării speciilor sălbatice și a habitatelor natural inclusiv prin asigurarea conectivității la nivelul ariei de răspândire. În acest context, prioritatea majoră o constituie Normele metodologice care să contribuie la îmbunătățirea și/ sau completarea cadrului legal existent în domeniul mediului, respectiv a legislației privind protecția naturii, normative pentru desemnarea coridoarelor ecologice și stabilirea măsurilor de management pentru menținerea funcțiilor acestora, și a procedurilor de evaluare a impactului asupra mediului.

## 6.1. Dezvoltarea infrastructurii rutiere

Evitarea zonelor cu rol de coridor ecologic și crearea structurilor de trecere reprezintă elemente critice pentru menținerea conectivității între habitatele favorabile ale speciilor de animale, element esențial pentru asigurarea unei stări bune de conservare a populațiilor acestora. Coridoarele ecologice reprezintă componenta cea mai vulnerabilă a unei rețelei ecologice asigurând conectivitatea populațiilor speciilor între habitatele favorabile.

Funcționalitatea coridoarelor ecologice poate fi afectată prin modificări structurale ale morfologiei terenului, schimbări în utilizarea terenului, construcția de garduri și alte bariere fizice, dar și de perturbări cauzate de factori diverși.

Asigurarea permeabilității este benefică în general pe toată lungimea infrastructurii de transport, dar devine crucială în zona coridoarelor ecologice. Prin urmare, realizarea unui plan sau a unui proiect de infrastructură poate afecta funcționalitatea coridoarelor ecologice prin:

- Pierderea habitatelor și fragmentarea acestora;
- Crearea de bariere cauzate de:
  - infrastructura însăși;
  - lucrări masive de excavare;
  - terasamente dezvoltate în văi sau zone plane;
  - excavări în versanți care fragmentează habitatele;
  - zone internodale prost proiectate care blochează deplasarea animalelor.
- Mortalitatea cauzată de trafic;
- Perturbarea și poluarea;
- Efectul ecologic de margine jucat de zonele periferice ale infrastructurii.

Recomandările pentru o bună planificare și proiectare sunt următoarele:

- Identificarea soluțiilor integrate atât la nivel național/cât și la nivel regional și local;

- Planificarea de a evita sau reduce impactul în cadrul ambelor proceduri de mediu SEA și EIA prin implementarea unor măsuri de reducere a impactului adaptate la nivel local;
- Alegerea unei rute care:
  - să fie adecvată topografiei / peisajului;
  - să necesite cât mai puține lucrări majore de excavare / umplere;
  - să minimizeze pierderea habitatului;
  - să evite ariile naturale protejate și coridoarele ecologice pe cât se poate;
  - să caute să mențină conectivitatea prin elemente ale peisajului care permit trecerea speciilor peste / pe sub infrastructură;
- Proiectarea profilelor longitudinale și transversale care să țină cont de topografia zonei;
- Încercarea de a balansa materialul excavat și necesarul de material de împrumut;
- Să se asigure că zonele afectate de construcție vor permite plantarea și/ sau reconstrucția ecologică eficientă;
- Formulele compoziționale pentru zonele plantate să reflecte structura și compoziția zonelor adiacente;
- Refacerea pe scară cât mai largă a vegetației „de margine” existente inițial – linii de tufișuri, coridoare de pădure;
- Stabilirea unor obiective clare pentru regimul de întreținere al fiecărui element constructiv.

În cele de mai jos propunem recomandări și măsuri de management necesare pentru fiecare etapă aferentă dezvoltării planurilor/proiectelor din acest sector.

## **A. Etapa de planificare/proiectare**

### ***Planificarea dezvoltării infrastructurii rutiere/feroviare***

Principiul privind includerea considerentelor de prevenire a fragmentării habitatelor naturale încă din faza de planificare este foarte important în domeniul dezvoltării infrastructurii de transport, luând în considerare faptul că efectul de barieră al acesteia poate să fie foarte accentuat, uneori chiar absolut, blocând în totalitate mișcarea speciilor.

Recomandări privind planificarea/proiectarea dezvoltării infrastructurii de transport:

- includerea din primele faze ale planificării a considerentelor legate de diversitatea biologică și a coridoarelor ecologice;
- acordarea unei atenții deosebite zonelor de conectivitate, habitatelor și speciilor umbrelă,
- adaptarea proiectării și administrării proiectului la caracteristicile coridorului și la biodiversitatea zonei;
- adoptarea unei abordări flexibile privind standardele de proiectare/tehnice pentru a ține cont de caracteristicile și valorile habitatelor și speciilor din zonă.

### ***M.1 Proiectarea elementelor cheie pentru asigurarea conectivității***

Structurile de trecere reprezintă structuri cu importanță majoră pentru prevenirea mortalităților cauzate de accidente rutiere, dar și pentru reducerea fragmentării habitatelor naturale cauzată de infrastructura rutieră. Includerea lor în proiectele de dezvoltare a infrastructurii de transport este o prioritate absolută.

În conformitate cu Manualul european pentru identificarea conflictelor și proiectarea soluțiilor legate de fragmentarea habitatelor cauzată de infrastructura rutieră, editată sub egida Cooperarea Europeană în Știință și Tehnologie (COST Action 341), structurile de trecere sunt necesare pentru animale acolo unde:

- Un drum sau o linie de cale ferată duce la pagube semnificative sau pierderea de habitate, comunități sau specii;



- Un drum sau o linie de cale ferată afectează speciile care sunt în mod special sensibile la bariere și mortalitate cauzată de trafic;
- Conectivitatea între habitate în zone largi este semnificativ afectată de dezvoltarea infrastructurii;
- Pasajele de faună sunt considerate a fi o soluție convenabilă pentru reducerea efectului de barieră într-un context specific;
- Alte măsuri, mai puțin costisitoare, sunt mai puțin eficiente;
- Un drum sau o linie de cale ferată are garduri pe toată lungimea.

Elementele-cheie pentru creșterea permeabilității infrastructurii de transport, atunci când evitarea fragmentării nu este posibilă, sunt „structurile de trecere”, reprezentate de toate structurile plasate de-a lungul infrastructurii care permit traversarea acestora de către speciile de animale. Aceste structuri pot fi cele standard, determinate de rațiuni constructive (poduri, podețe, viaducte, tuneluri) sau cele proiectate și construite special pentru asigurarea conectivității (pasaje supra- sau subterane, tuneluri pentru amfibieni, ecoducte sau „poduri verzi”).

Structurile standard care, prin poziționare, dimensiune și frecvență, pot avea un rol ecologic important sunt:

- Podețe de drenare a apei;
- Subtraversările;
- Supratraversările;
- Viaducte și poduri;
- Tuneluri.

Este important ca aceste structuri să fie evaluate și adaptate pentru a le maximiza rolul ecologic, acest proces presupunând costuri relativ reduse. Aceste adaptări sunt particularizate ținând seama de speciile de interes, contextul și importanța zonei.

**Podețele de drenare a apei** - pot fi folosite de specii de amfibieni și reptile și, atunci când sunt secate, de specii de mamifere mici. Structurile rectangulare oferă mai mult spațiu decât cele circulare, dar ambele variante permit construirea de „poteci” laterale uscate (late de 0,5 – 1m) care vor fi folosite de mamifere în cazul în care podețul este inundat. Aceste poteci trebuie conectate cu zonele adiacente podețelor.

**Subtraversările** sunt construite pentru trecerea drumurilor existente pe sub o autostradă nou construită. Lățimea acestora depinde de categoria drumului

pentru care sunt construite. Pentru a putea fi folosite de animale, acestea trebuie evaluate prin prisma speciilor umbrelă și a structurii terenului. Adaptarea acestor pasaje, în cazul unui trafic redus și a diminuării perturbării generate de trafic, poate duce la folosirea lor de către o serie de specii de amfibieni, reptile, mamifere mici dar, ocazional, și de mamifere de dimensiuni medii și mari. O înălțime de 4,0 - 4,5 m este considerată adecvată pentru multe specii, iar o lățime de 15 m este adecvată pentru mamifere de talie medie, iar una de 20 m pentru mamifere mari.

**Supratraversările** sunt construite pentru trecerea drumurilor/autostrăzilor având dimensiunea de minim 2,0 m pentru mamifere mici și minim 15 m pentru mamifere de talie mare, dacă sunt apasate garduri de direcționare. Supratraversările convenționale, înguste și lungi, pavate, nu sunt utilizate de către animale.

**Viaductele și podurile** sunt construite pentru a permite infrastructurii de transport să traverseze depresiuni naturale ale terenului, atunci când construirea de terasamente nu este practică. Dacă traversarea se face peste un curs de apă, construcția este denumită pod. Viaductele mai lungi de 100m și cu înălțimi mai mari de 15 m pe cel puțin jumătatea lungimii sunt adecvate pentru trecerea tuturor speciilor de animale, de la nevertebrate la carnivore mari. Sub viaductele scurte și joase rămân spații întunecate și zgomotoase unde refacerea vegetației nu este posibilă și pe care mamiferele mari, inclusiv carnivorele, le evită.

**Tunelurile** sunt construite de regulă acolo unde adâncimea excavărilor necesare depășește 15 m. Tunelurile reprezintă o situația ideală pentru trecerea animalelor deoarece construirea lor nu perturbă conectivitatea habitatelor. Mai mult, izolarea fonică și vizuală este foarte bună. Tunelurile mai lungi de 100 m reprezintă coridoare de trecere excelente pentru animale, inclusiv pentru carnivorele mari. Tunelurile mai lungi de 200 m permit animalelor care le traversează prin zona mediană să nu perceapă perturbările generate de trafic.

### **Structuri speciale de trecere pentru animale**

Eficiența acestor structuri este influențată de îndeplinirea următoarelor condiții:

- Localizarea și densitatea sunt adecvate;
- Tipul de construcție și parametrii sunt corect selectați;
- Amenajarea structurii de trecere și a zonelor adiacente este corespunzătoare;

- Structura de trecere este întreținută și protejată;
- Zonele adiacente, de ambele părți ale autostrăzii, sunt conservate pentru a-și păstra funcțiile ecologice.

Funcționalitatea subtraversărilor pentru diferite grupe de mamifere depinde de lățimea căii de transport pe care o intersectează – cu cât aceasta este mai lată, cu atât mai lungă va fi subtraversarea. Astfel, lățimea și înălțimea subtraversării trebuie adaptate astfel încât să corespundă unor valori minime pentru indicele de deschidere relativă care se calculează după următoarea formulă:

$$IO = [(lățime \times înălțime) / lungime]$$

Pentru mamiferele mici, IO trebuie să aibă valori peste 0,07, peste 0,7 pentru mamifere de talie medie și peste 1,5 pentru mamiferele mari

Există trei tipuri de soluții tehnice pentru structuri speciale de trecere pentru animale (pasaje supra- și subterane):

- Tuneluri pentru amfibieni;
- Tuburi și canale subterane pentru mamifere mici și alte vertebrate;
- Poduri verzi (ecoducte).

Tunelurile pentru amfibieni sunt amplasate în locații stabilite în funcție de rutele de migrație. Drumul/autostrada, în zona tunelurilor, trebuie mărginit/ă de garduri de 30-50 cm înălțime care să împiedice accesul animalelor pe carosabil. Dimensiunile tunelului sunt determinate de lățimea autostrăzii și de specia-țintă. Există modele prefabricate cu secțiunea interioară de 30x30 cm. Tunelurile mai mari au secțiunea rectangulară, cu o lățime de circa 100 cm pentru lungimi de 20 m și de 150 cm pentru lungimi de 50 m.

Tuburile și canalele subterane pentru mamifere mici și alte vertebrate au, în general, diametre de 30-40 cm. Se recomandă plantarea rândurilor de vegetație astfel încât să direcționeze animalele spre acestea și amplasarea de garduri de minimum 1,5 m înălțime care să împiedice accesul animalelor pe carosabil. Canalele subterane pot avea fundul uscat sau pot fi prevăzute cu șanțuri pentru evacuarea apei, în acest caz pragurile de trecere neinundabile trebuie să aibă o lățime minimă de 2 m și o înălțime de 1,5 m. Indicele IO trebuie să fie mai mare de 0,07.

Pasajele supraterane pentru animale au dimensiuni variabile, dar în general sunt mai mari decât tunelurile subterane. Indicele IO trebuie să depășească 0,7

pentru mamifere de talie medie și 1,5 pentru mamifere mari. În general, pasajele largi sunt folosite de multe specii – iepuri, jderi, dihori, viezuri, vidre, vulpe, până la mistreți, căpriori și chiar cerbi. Ungulatele evită pasajele prea lungi și înguste care nu oferă vizibilitate spre ieșire, dar structurile cu lățimi de minimum 20 m și înălțimi de peste 3,5 m pot fi folosite de căpriori și chiar de cerbi. Eficiența pasajelor supraterane pentru animale depinde în cea mai mare măsură de lățimea acestora. În general, pasajele construite în Europa au lățimi între 25 și 80 m și sunt acoperite cu un strat de sol de 0,5-2m care permite instalarea vegetației ierboase și arbustive. Panouri protectoare contra perturbărilor vizuale și auditive sunt amplasate pe marginile pasajelor, iar de-a lungul autostrăzii sunt amplasate garduri care ghidează animalele spre pasaj. Animalele de talie mare folosesc numai pasajele sub- și supraterane și ecoductele. Unii indivizi ai anumitor specii vor folosi și structuri mai mici, dar acest fapt nu permite un flux demografic eficient.

Podurile verzi (ecoductele) sunt structuri ample care permit trecerea neobstrucționată și migrația naturală a animalelor/speciilor peste barierele reprezentate de infrastructura de transport. Toate speciile de faună folosesc aceste structuri, de la insecte la carnivorele mari. Lățimea minimă este greu de stabilit, dar se pare că structurile cu o lățime mai mică de 100 m nu îndeplinesc rolul de ecoducte.

Un „pod verde” este un tunel artificial creat peste un sector al infrastructurii de transport pentru a conecta habitatele de pe o parte și alta a acesteia. Suprafața structurii este acoperită cu un strat de sol (minim 1,5 m) care să permită instalarea vegetației autohtone care să protejeze trecerea animalelor. Bălțile artificiale pot fi create pentru a atrage speciile de amfibieni. Marginile ecoductului trebuie să aibă taluze de circa 1,5 m înălțime care să funcționează ca bariere pentru perturbările auditive și vizuale generate de trafic. Pe marginea autostrăzii sunt amplasate garduri care să direcționeze animalele spre ecoducte.

### ***M.2 Reducerea fragmentării cauzate de schimbarea modului de utilizare a terenurilor (<https://www.iene.info/projects/cost-341-action/>)***

Proiectele de dezvoltare a infrastructurii implică schimbarea modului de utilizare a terenului cu efecte directe asupra habitatului natural, prin fragmentarea și reducerea conectivității ariilor naturale protejate și a coridoarelor ecologice.

Măsurile trebuie să vizeze următoarele:

- atenție deosebită, în cadrul procedurilor de avizare, asupra planurilor sau proiectelor care se desfășoară în arealul de distribuție a faunei sălbatice de interes conservativ și asupra coridoarelor ecologice;
- se va lua în calcul efectul de barieră al acestor planuri/proiecte în toate cazurile în care este susceptibil ca acestea să se suprapună cu rutele tradiționale de deplasare a faunei sălbatice sau dacă pot periclita conectivitatea, inclusiv a siturilor Natura 2000;
- în cazul în care realizarea planului sau proiectului este necesară, în ciuda efectelor negative susceptibile, se va apela la utilizarea unor soluții tehnice compensatorii pentru asigurarea permeabilității;

## **B. Etapa de construcție**

### ***M3. Construcția elementelor cheie pentru asigurarea conectivității***

Pentru construcția elementelor cheie prevăzute la măsura M1 trebuie să se aibă în vedere:

- detaliile constructive privind aspectele vizuale și ecologice, inclusiv folosirea elementelor de proiectare prietenoase cu fauna;
- inițierea și implementarea procedurilor care să permită achiziționarea terenurilor necesare pentru diminuarea impactului asupra mediului;
- folosirea celor mai bune tehnologii disponibile;
- evaluarea impactului de mediu al organizărilor de șantier, a depozitelor și a viitoarelor dezvoltări, de ex. stații service.
- monitorizarea conformării cu măsurile de reducere a impactului de către specialiști, încă din această etapă,
- informarea și implicarea organizațiilor și persoanelor din zona proiectului.

### ***M4. Amplasarea de garduri și pereți***

Combinăția dintre garduri și pasajele pentru animale reprezintă una dintre cele mai eficiente și cele mai ecologice măsuri de prevenire a mortalităților cauzate de infrastructura de transport. Soluțiile tehnice combinate pot asigura trecerea animalelor peste un drum sau cale ferată, fără ca acestea să poată pătrundă în zona nesigură a infrastructurii. Realizarea/amenajarea pasajelor pentru animale deasupra ori dedesubtul drumului sau facilitarea utilizării elementelor existente

de infrastructură (poduri, viaducte, tunele) pe post de pasaj pentru animale, nu doar contribuie semnificativ la reducerea numărului de accidente, ci au și au un rol deosebit în asigurarea permeabilității și ajută la reducerea efectului de barieră a drumurilor sau căilor ferate. Nu este întotdeauna necesar ca această infrastructură să fie una de dimensiuni mari. Utilizarea acestora ar trebui să se limiteze la locurile în care acestea sunt absolut necesare.

Pentru ca aceste structuri să poată funcționa ca pasaje pentru animale, trebuie asigurate câteva condiții esențiale:

- zona de pasaj trebuie să rămână într-o stare cât mai naturală, cât mai apropiată de habitatele neafectate din zonă;
- trebuie să se evitate blocarea trecerii animalelor (gardurile, clădirile, materiale de construcții depozitate etc. împiedică trecerea acestora);
- trebuie redusă la minimum posibil deranjul antropic în zona acestor pasaje și în zonele adiacente.

După caz pot fi necesare unele măsuri active de refacere a habitatului în vecinătatea acestor elemente de infrastructură. Totuși aceste investiții constituie soluția cea mai puțin costisitoare de menținere a unei conectivități acceptabile a habitatelor și a evitării mortalității și a pierderilor materiale cauzate de accidentele rutiere.

### **C. Etapa de operare**

Pierderea biodiversității cauzate de degradarea conectivității coridoarelor ecologice poate include: mortalitatea, pierderea habitatului și degradarea acestuia, poluarea, alterarea microclimatului în interiorul coridorului, precum și intensificarea activității umane în zonele adiacente. Fragmentarea habitatului, împărțirea habitatelor naturale și ecosistemelor în zone mai mici și foarte izolate, este recunoscută la nivel global ca fiind una dintre cele mai mari amenințări la adresa conservării diversității biologice. În principal, fragmentarea habitatului este un rezultat al schimbării categoriei de folosință a terenului. Abilitatea de a se deplasa în anumite zone în căutarea surselor de hrană, a adăpostului sau a partenerului pentru reproducere, este influențată negativ de prezența barierelor. Impactul asupra indivizilor afectează dinamica populației și, de multe ori, amenință supraviețuirea speciei/populațiilor.

## ***M5. Evitarea mortalităților pe drumurile care traversează coridoarele ecologice***

Mortalitatea animalelor pe drumurile publice cauzată de coliziunile cu vehicule poate să aibă o influență directă asupra faunei, îndeosebi asupra mamiferelor și păsărilor.

Măsurile necesare a fi adoptate pentru reducerea riscului de accidente rutiere sunt în general orientate către influențarea comportamentului șoferilor implicați în trafic și, dacă este posibil, pentru a influența comportamentul animalului:

- ***Indicatoare de avertizare***

Aceste indicatoare au scopul de a informa șoferii despre posibilitatea prezenței animalelor sălbatice în zonă, pentru a-i face mai atenți sau a-i avertiza de necesitatea reducerii vitezei. Eficiența acestora depinde în mare măsură de răspunsul șoferilor. Acestea pot fi:

- a) Indicatoare standard de avertizare- plasate în locațiile critice din punctul de vedere al riscului coliziunilor cu animalele sălbatice sau domestice.
- b) Indicatoare non-standard, de dimensiuni mari- care pot fi de diferite forme și mărimi, cu text și reprezentare grafică a animalelor sălbatice din zonă, culori stridente, iluminate cu LED-uri, cu părți mobile, steaguri.

- ***Sisteme de detectare a animalelor***

Aceste sisteme utilizează diferite tipuri de senzori pentru a detecta prezența animalelor de talie mare în apropierea drumului. Dacă un animal este detectat, se activează un sistem de avertizare sonoră sau luminoasă ce atenționează șoferii din trafic. Eficiența acestor sisteme, conform studiilor de specialitate, este destul de ridicată, șoferii reducând viteza, având astfel șanse mai mari de a evita coliziunea. Soluția este una costisitoare, însă poate fi folosită cu succes, cel puțin în ariile naturale protejate și pentru coridoarele ecologice care sunt traversate de drumuri naționale și autostrăzi.

- ***Creșterea vizibilității pentru șoferi***

În general, un șofer din trafic are la dispoziție 0.7-1.5 secunde de la detectarea animalului pentru a frâna sau a efectua manevra de evitare a impactului cu animalul de pe șosea. Acest timp este cu atât mai mare, cu cât șoferul sesizează mai rapid prezența animalului. Pentru a favoriza acest lucru, se pot utiliza diferite soluții tehnice, cum ar fi:

- a) Iluminarea drumului;
- b) Îndepărtarea vegetației înalte de pe lângă drum;
- c) Îndepărtarea troienelor de zăpadă de pe lângă drum.

Fiecare dintre aceste măsuri poate să fie benefică, dar prezintă și dezavantaje. Iluminatul drumului, în afara faptului că ar costa extrem de mult, poate schimba mediul într-un sens nedorit. Unele animale evită să se apropie de zona iluminată, în acest fel efectul de barieră a drumului fiind amplificat. Îndepărtarea vegetației înalte crește vizibilitatea, dar uneori poate crea o zonă de hrănire favorabilă pentru ierbivore, care reprezintă un pericol în sine.

- Ajustarea traficului în zone sensibile

În cele mai multe cazuri reducerea volumului traficului pe un tronson de drum are multiple efecte benefice asupra mediului înconjurător: se reduce frecvența accidentelor rutiere, dar și impactul negativ al drumului prin poluarea aerului, poluare fonică, efectul de fragmentare. În fiecare caz trebuie analizate soluțiile tehnice care pot conduce la reducerea traficului în zonele foarte sensibile. Se pot oferi rute alternative șoferilor, se pot aplica restricții de gabarit.

- ***Reducerea vitezei maxime de circulație legală***

Această măsură poate reduce frecvența accidentelor rutiere, iar accidentele care totuși au loc sunt în general mai puțin grave, cu pagube materiale și umane mai reduse. Studiile de specialitate arată că o reducere a vitezei maxime admise de la 90km/h la 70km/h a dus la reducerea numărului de accidente pe tronsoanele respective. Această măsură se aplică în combinație cu alte măsuri care vizează comportamentul șoferilor sau al animalelor.



- ***Dezafectarea infrastructurii inutile***

În situațiile în care elementele auxiliare utilizate (parapeți, garduri) nu mai îndeplinesc rolul lor inițial sau nu mai sunt utile pentru menținerea structurii drumului, a siguranței în trafic sau pentru alte scopuri, se poate realiza dezafectarea totală, cu refacerea habitatului inițial sau cu transformarea într-un drum de categorie inferioară sau într-o potecă pentru biciclete/pietoni, cu efect de barieră mult mai redus.

### ***M6. Activități de monitorizare a eficienței lucrărilor***

Monitorizarea conectivității în contextul lucrărilor efectuate și al măsurilor impuse (ex: reducerea vitezei de rulare, reducerea traficului) este importantă pentru validarea eficienței lucrărilor și măsurilor și mai ales pentru adaptarea acestora pentru a asigura dezideratul conectivității.

Măsura constă în:

- Monitorizarea utilizării zonelor de trecere, precum monitorizarea eficienței lucrărilor speciale efectuate – garduri, pasaje, și a eficienței lucrărilor executate.
- Monitorizarea mortalităților, precum monitorizarea eficienței măsurilor de adaptare a traficului și a lucrărilor speciale efectuate – garduri, pasaje.

## **6.2. Amenajarea teritoriului și urbanism**

Pentru asigurarea reducerii impactului pe care acest sector îl are asupra conectivității și funcționalității coridoarelor ecologice, un element cheie îl constituie integrarea rețelei de coridoare ecologice în planurile de utilizare a terenurilor la nivel local, astfel încât să se asigure menținerea structurii și funcțiile coridoarelor, prin delimitarea zonelor în care se impune menținerea habitatului natural și cu aplicarea unor măsuri de management sau a unor restricții.

### **Măsuri de reducere a efectului de barieră:**

- menținerea de zone cu habitate natural care să asigure continuitatea coridorului ecologic;
- asigurarea unor densități reduse a locuințelor, prin încurajarea construirii locuințelor de dimensiuni mici, situate pe parcele de teren cu suprafețe extinse (mai mari de 15 ha) și cu o rețea minimă de drumuri;
- se va evita extinderea intravilanului, ce duce la alipirea localităților de-a lungul unei văi sau a unui drum, formând astfel bariere liniare absolute, de dimensiuni mari, în zonele de conectivitate;
- integrarea obiectivelor de conservare în cadrul obiectivelor publice compatibile, zone amenajate în scop recreativ, de protecție a apelor etc., care constituie rute alternative de deplasare;
- crearea de structuri artificiale pentru reducerea efectului de barieră datorat căilor de comunicație.

### **Măsuri de reducere a efectului de perturbare a speciilor**

- stabilirea regulilor ce trebuie respectate privind utilizarea unor trasee în interiorul coridoarelor ecologice;
- reducerea surselor de zgomot;
- interzicerea hrănirii animalelor sălbatice.

### **Măsuri de reducere a mortalității antropice:**

- aplicarea unui management adecvat al deșeurilor și a altor măsuri de prevenire/reducere a conflictelor om-specii sălbatice prin sprijinirea financiară a implementării unor sisteme de prevenire - garduri, sistem eficient de despăgubiri etc;

- măsuri de reducere a coliziunii cu autovehicule;
- controlul strict al metodelor chimice de combatere a dăunătorilor (pesticide, ierbicide etc.)

### 6.3. Gospodărirea apelor

În vederea reducerii impactului modificărilor hidromorfologice datorate diferitelor tipuri de folosință a apelor, există o serie de măsuri care pot fi aplicate, prevăzute în Anexa 6.1.4.H a Planului Național de Management aferent porțiunii din bazinul hidrografic internațional al fluviului Dunărea care este cuprinsă pe teritoriul României, precum și în ghidul "Good practice in managing the ecological impacts of hydropower schemes; flood protection works; and works designed to facilitate navigation under the Water Framework Directive" (\*\*\*, 2006). Selectarea măsurilor depinde de caracteristicile corpului de apă și de folosința apei (presiunea aferentă), de evaluarea eficienței aplicării respectivei măsuri pentru atingerea obiectivelor de mediu la nivel local și la nivelul întregului bazin hidrografic, de fezabilitatea tehnică și analiza cost-beneficiu.

Printre aceste măsuri se numără:

- În cazul lucrărilor de barare transversală situate pe corpul de apă: baraje, deversoare, praguri de fund, praguri de captare-MHC, lacuri de acumulare:
  - realizarea pasajelor de trecere pentru migrația ihtiiofaunei (scară, pasaj lateral);
  - restabilirea/menținerea regimului hidrologic care să asigure satisfacerea cerințelor de apă și compatibilitatea acestora cu cerințele ecologice ale speciilor;
  - restaurarea structurii zonei ripariene;
  - asigurarea unui debit suficient pentru antrenarea și transportul sedimentelor din albie;
  - schimbarea regimului de operare.
- În cazul lucrărilor în lungul râului: diguri, amenajări agricole și piscicole, lucrări de regularizare și consolidare de maluri, tăieri de meandre:
  - limitarea rectificărilor de profil longitudinal și, unde este posibil, reconstituirea celui natural în limita evitării efectelor adverse;
  - restaurarea zonelor umede și refacerea conectivității albie-luncă inundabilă;
  - relocare de diguri;
  - diversificarea structurii malului.
- În cazul prelevărilor -prize de apă, restituții, derivații:
  - stabilirea regimului hidrologic;
  - restaurarea structurii zonei ripariene;

- În cazul lucrărilor pentru navigație:
  - remeandrarea cursurilor;
  - restaurarea zonelor umede;
  - realizarea pasajelor de trecere pentru migrația ihtiofaunei.

#### 6.4. Managementul forestier și cinegetic

Gestionarea durabilă a fondului forestier național, prin principiile care guvernează această activitate (conform Codului Silvic) impune, printre altele, **promovarea tipului natural** fundamental de pădure și **asigurarea diversității biologice** a pădurii. Astfel, respectarea prevederilor normelor silvice, transpuse în amenajementele silvice, contribuie la menținerea și, acolo unde este cazul, la refacerea diversității ecosistemelor, a comunităților de plante și animale.

În vederea atingerii obiectivelor de conectivitate, în zonele desemnate ca și coridoare ecologice sunt necesare următoarele măsuri de evitare /reducere a impactului:

- În cazul restricțiilor indispensabile realizării condițiilor de conectivitate, acordarea de compensații financiare conformitate cu prevederile legale în prealabil, prompt și la justa valoare.
- Controlul strict asupra schimbării categoriei de folosință a terenului prin aplicarea de măsuri compensatorii în cazul unor proiecte de mare importanță, care necesită schimbarea categoriei de folosință.
- Promovarea menținerii și refacerii unor compoziții apropiate de cea caracteristică tipului natural de pădure, prin prezența speciilor de arbori caracteristice habitatul.
- Promovarea regenerării naturale din sămânță, unde este posibil și fezabil, și completarea acolo unde este necesar cu specii caracteristice sau adaptate stațiunii.
- Promovarea unui mozaic de vârste la nivel de peisaj, prin asigurarea continuității și prin normalizarea claselor de vârstă, pentru a asigura, chiar dacă în locuri diferite ale peisajului, permanența prezenței tuturor condițiilor de habitat necesare diverselor specii (ex.: păduri dense și tinere ce oferă adăpost și liniște, porțiuni proaspăt regenerate bogate în vegetație ierboasă și arbustivă ce oferă hrană vegetală, păduri mature și bătrâne cu arbori de dimensiuni mari și lemn în diverse faze de descompunere ce oferă habitat specific altor specii).

- Menținerea prin lucrări de conservare a vegetației forestiere din zona limitrofă cursurilor permanente de apă.
- Menținerea unei cantități de lemn mort pe sol și pe picior – trunchiuri, cioate, rădăcini groase etc. (fără a pune în pericol starea fitosanitară a pădurii).
- Corelarea managementului forestier cu anumite cerințe punctuale ale conectivității, precum. asigurarea liniștii în perioadele sensibile pentru speciile care utilizează coridorul.

Managementul faunei cinegetice este un sector aflat într-o dependență directă cu alte domenii precum silvicultura, agricultura sau gospodărirea apelor. Măsurile de evitare/reducere a impactului la nivelul coridoarele ecologice cu relevanță pentru managementul cinegetic sunt:

- Acordarea promptă de despăgubiri financiare care să compenseze just pierderile proprietarilor în cazul pagubelor produse de speciile în cauză;
- Asigurarea unor efective optime, stabilite conform cheilor de bonitare, cu luarea în calcul a tuturor factorilor care afectează populația, și a unor structuri populaționale optime (pe sexe, vârste) pentru fondul cinegetic în cauză. Intervenția promptă în cazul pagubelor produse de carnivore, decizii rapide pentru îndepărtarea exemplarelor care produc daune;
- Controlul strict al activităților antropice, în special al pășunatului, monitorizarea câinilor hoinari și ciobănești, a pisicilor hoinare, a turism – mai ales cu vehicule motorizate, care produc mortalitate și perturbă liniștea în perioadele sensibile și în zonele importante pentru speciile care utilizează coridorul;
- Asigurarea liniștii în zonele și perioadele importante pentru speciile în cauză;
- Controlul activităților de recoltare, prevenirea și combaterea braconajului;
- Asigurarea hranei *suplimentare* - în sezonul de vegetație, pentru prevenirea/reducerea pagubelor sau evitarea conflictelor, și *complementare* - în sezonul rece ,pentru asigurarea condițiilor necesare stabilității populațiilor.

## 6.5. Agricultură

- Stimularea activităților agricole, nu doar pentru evitarea abandonării terenurilor agricole, ci pentru practicarea unei agriculturi tradiționale, inclusiv prin reducerea utilizării pesticidelor;

- Acordarea de plăți agro-mediu și de alte subvenții pentru lucrările necesare păstrării sau refacerii conectivității, pentru păstrarea/crearea de elemente liniare, tufărișuri, perdele etc.;

- Controlul strict asupra schimbării categoriei de folosință a terenurilor prin aplicarea de măsuri compensatorii în cazul unor proiecte de mare importanță, care necesită schimbarea categoriei de folosință;

- Reconstrucția ecologică a terenurilor degradate, inclusiv prin împădurire, în cazurile în care terenurile în cauză nu mai pot fi folosite pentru agricultură, utilizând specii adaptate condițiilor staționale;

- Limitarea împrejmuirilor terenurilor agricole pe suprafețe foarte mari în cazul în care aceste lucrări generează bariere liniare și produc fragmentare.

- Controlul strict al activităților de pășunat pentru evitarea degradării ecosistemelor ierboase prin suprapășunat;

- Corelarea managementului agricol cu anumite cerințe punctuale ale conectivității, precum asigurarea liniștii în perioadele sensibile pentru speciile care utilizează coridorul;

## 6.6. Măsuri generale

- Asigurarea mecanismelor financiare care să susțină implementarea măsurilor necesare pentru menținerea pe termen lung a structurii și rolului coridoarelor ecologice. Stimularea proprietarilor de terenuri este cea mai importantă măsură necesară, aceștia fiind cei care pun în practică măsurile necesare menținerii conectivității. În lipsa asigurării acestui deziderat, conectivitatea nu poate fi creată sau menținută.

- Îmbunătățirea cooperării între autoritățile competente în vederea asigurării conectivității și includerea aspectelor necesare pentru implementarea coridoarelor ecologice în politicile sectoriale;

- Informarea factorilor interesați privind localizarea coridoarelor și măsurile necesare pentru reducerea impactului antropic și asigurarea conectivității;

- Întărirea capacității instituționale privind implementarea și controlul respectării prevederilor legislației în vigoare;

- Monitorizarea efectelor măsurilor asupra conectivității: monitorizarea are drept scop stabilirea eficienței măsurilor implementate pentru reducerea impactului, în vederea îmbunătățirii managementului aplicat pentru asigurarea funcționalității coridoarelor ecologice.

Strategiile existente pe domeniile analizate, dezvoltate de autoritățile responsabile pentru consolidarea unor direcții de acțiune la nivel național, conțin aspecte referitoare la utilizarea durabilă a resurselor, inclusiv privind conservarea biodiversității și asigurarea conectivității. Problema majoră în ceea ce privește gestionarea terenurilor și a resurselor forestiere, agricole și faunistice, pentru asigurarea cerințelor de conectivitate la nivel național, este lipsa unor măsuri financiare efective care să stimuleze utilizarea, în sensul cerut de asigurarea conectivității sau care să compenseze pierderile aduse proprietarilor de terenuri și administratorilor de resurse. În plus, lipsa comunicării între autoritățile centrale în vederea evaluării pragmatice a resurselor necesare, în special a efortului financiar, în special în fazele incipiente ale unor activități cu potențial perturbator, (îngreunează implementarea efectivă în practică a soluțiilor necesare asigurării conectivității.





## 7. STUDII DE CAZ

### 7.1. Modele de rezistență ale peisajului la mișcarea speciilor de carnivore și ierbivore

#### 7.1.1. Documentarea caracteristicilor etologice și a cerințelor ecologice

O problemă greu de gestionat de către speciile de mamifere o reprezintă alegerea zonei de trai. Zonele deschise oferă o sursă bună de hrană, pe când cele închise oferă un adăpost bun împotriva condițiilor meteorologice și/sau împotriva prădătorilor. Această alegere variază foarte mult în funcție de sezonul de vegetație, de vârsta și sexul animalului, dar și de tipul de activitate zilnică întreprinsă de către diferiți indivizi (Beier & McCullough 1990; Manly et al. 2002; Morris 2003; Godvik et al. 2009). Altfel spus, este foarte greu să alegem o zonă de eșantionaj, care să surprindă toate aceste aspecte, dar să și limităm costurile parcurgerii suprafețelor de probă, totodată obținând cât mai multe detalii despre specie și habitatul acesteia.

În ceea ce privește monitorizarea speciilor și determinarea densităților unor populații, principalele probleme întâmpinate sunt legate de numărul de intrări și ieșiri din zona de studiu, altfel spus, numărul de exemplare care intră sau ies din zona de monitorizare pe perioada cât se desfășoară studiul, dar și cele care apar sau dispar ca dovada a selecției, sau a reproducerii (Chandler et al. 2011). În cadrul acestui studiu, pentru a menține o rată cât mai mică a erorilor a fost selectată o perioadă scurtă de monitorizare, de doar 2 săptămâni, pentru a elimina intrările și ieșirile din suprafețele de probă. Un alt aspect care a diminuat apariția acestor erori a fost monitorizarea unei zone mai mari decât distanța maximă de mișcare a speciilor țintă în aceeași zi, concomitent de către mai mulți operatori. Astfel, s-a recurs la documentare ratei de deplasare zilnică a speciilor urs, lup, râs, căprior, cerb și mistreț (Royle, J.A., Nichols 2003; Stephens et al. 2006).

În ceea ce privește zona utilizată de către specia cerb (*Cervus elaphus*), aceasta diferă în funcție de sezonul de vegetație, dar și de fiecare individ în parte, existând exemplare care sunt fidele aceleiași zone pe întreg cuprinsul unui an și exemplare care schimbă zonă de trai în funcție de sezon (Georgii 1980). Astfel media mărimii acestei zone a fost identificată ca aparținând unui interval cuprins între 382 și 564 ha (Catt & Staines 1987; Jerina 2012).

Pentru specia mistreț (*Sus scrofa*), perioada de colectare a datelor a fost în afara sezonului de vânătoare (care utilizează metoda la goană), mai exact la o

lună de la închiderea acestuia, timp suficient pentru ca exemplarele dislocate din alte zone să se întoarcă în zona din care au fost alungate, astfel considerăm că exemplarele de mistreț identificate au fost cele rezidente (Sodeikat & Pohlmeier 2002; Fonseca et al. 2007). În literatura de specialitate media zonei utilizate de către specia mistreț este de aproximativ 400 ha (Keuling et al. 2008; Fattebert et al. 2017)

Pentru specia căprior (*Capreolus capreolus*) home range-ul a fost determinat la un minim de 21,7 ha (Saïd et al. 2005) și un maxim de 76,5 ha (Morellet et al. 2013). De precizat faptul că studiile efectuate pe exemplare din țara noastră lipsesc, cele la care facem referire sunt din zone fără carnivore, astfel riscul de prădare este minim. Ne așteptăm ca home range-ul exemplarelor din țara noastră să fie mai mare, iar densitatea acestora mult mai mică.

În ceea ce privește colectarea datelor, semnele de prezență ale carnivorelor mari sunt cel mai greu de detectat, datorită faptului că densitățile acestora sunt mult mai mici decât ale speciilor pradă, astfel de cele mai multe ori se ajunge la o subestimare a ocupării habitatului de către acestea și implicit a distribuției la nivel de zonă de studiu (Karanth et al. 2011). Câteva date referitoare la home range-ul speciei urs estimează teritoriul, care variază în funcție de țară, de condițiile de habitat și densități de la 65 km<sup>2</sup> în Bulgaria (Gavrillov et al., 2015) la 350 km<sup>2</sup> - valoare medie în Slovenia (Jerina et al., 2012). În cazul țării noastre, acolo unde densitățile sunt ridicate home range-ul speciei oscilează bineînțeles în funcție de sex și vârstă între 25 km<sup>2</sup> (femele) și 200 km<sup>2</sup> (masculi), excepție făcând bineînțeles masculii juvenili aflați în dispersie. Home range-ul la lup variază de asemenea, iar la nivelul țării noastre a fost documentat a fi situate între 87-170 km<sup>2</sup> (Promberger-Furpass et al. 2001). Datele referitoare la râs arată de asemenea variații în diferite țări, bineînțeles acestea variind în funcție de sex și de alți factori. Datele arată de exemplu pentru Slovenia (Huber et al., 1995) că teritoriile femelelor au fost de aproximativ 177 km<sup>2</sup>, în vreme ce masculii au avut teritorii mai mari de 200 km<sup>2</sup>. Pentru celelalte specii precum vulpea, bursucul sau pisica sălbatică pentru care s-au preluat date în timpul deplasărilor, având o amplitudine și o plasticitate largă, nu s-a realizat o analiză detaliată a preferințelor acestora.

### 7.1.2. Stabilirea eșantionajului

Având în vedere distanța parcursă de către speciile luate în studiu, s-a selectat un caroiaj de 1 km x 1 km, pe cuprinsul întregii zone de studiu (Manley et al. 2004; Scherber et al. 2019), stabilind ca reper drumurile cele mai circulat din această zonă, respectiv Brașov - Comarnic, Brașov - Vălenii de Munte, Brașov - Pădurea Bogății, Brașov - Perșani și respectiv Predeal - Râșnov. Mai departe

s-au selectat 82 de pătrate de o parte și de alta a drumului astfel: i) Brașov – Comarnic: 22 pătrate; ii) Brașov - Vălenii de Munte: 24 de pătrate; iii) Brașov - Pădurea Bogății: 14 pătrate; iv) Brașov – Perșani: 14 pătrate și v) Predeal-Râșnov: 8 pătrate respectând o distanță de 2 km între acestea (Fig. 1).

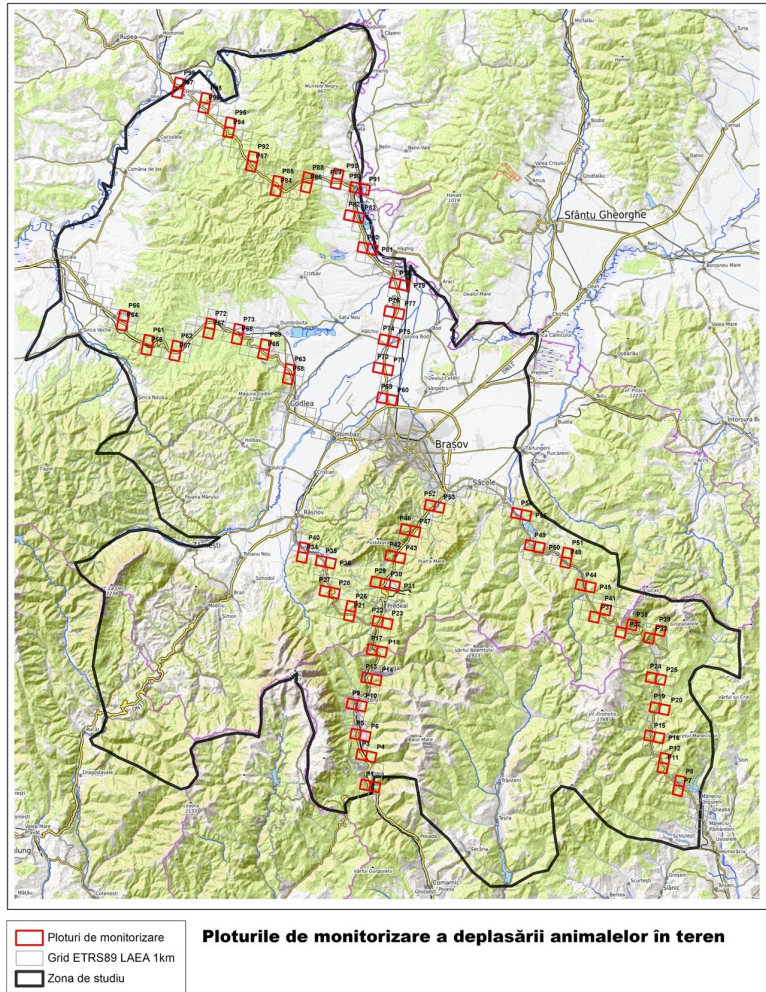


Fig. 1 Localizarea ploturilor de monitorizare la nivelul zonei de studiu.

### 7.1.3. Colectarea datelor din teren

În ceea ce privește colectarea datelor, în interiorul pătratelor a fost selectată metoda liniară. Această metodă presupune parcurgerea unui traseu (Marques et al. 2001), ocazie cu care se colectează toate datele disponibile din zona respectivă (Anderson 2001). Colectarea semnelor de prezență este mult mai eficientă din punct de vedere al atât din punct de vedere al costurilor, dar mai ales datorită faptului că metodele directe sunt aproape imposibil de utilizat pe zone mari de studiu (Smallwood & Fitzhugh 1995). Astfel în cadrul prezentelor cercetări, în suprafața de probă s-a parcurs un traseu liniar de aproximativ 2 km în interiorul fiecărui pătrat de 1 km x 1 km.

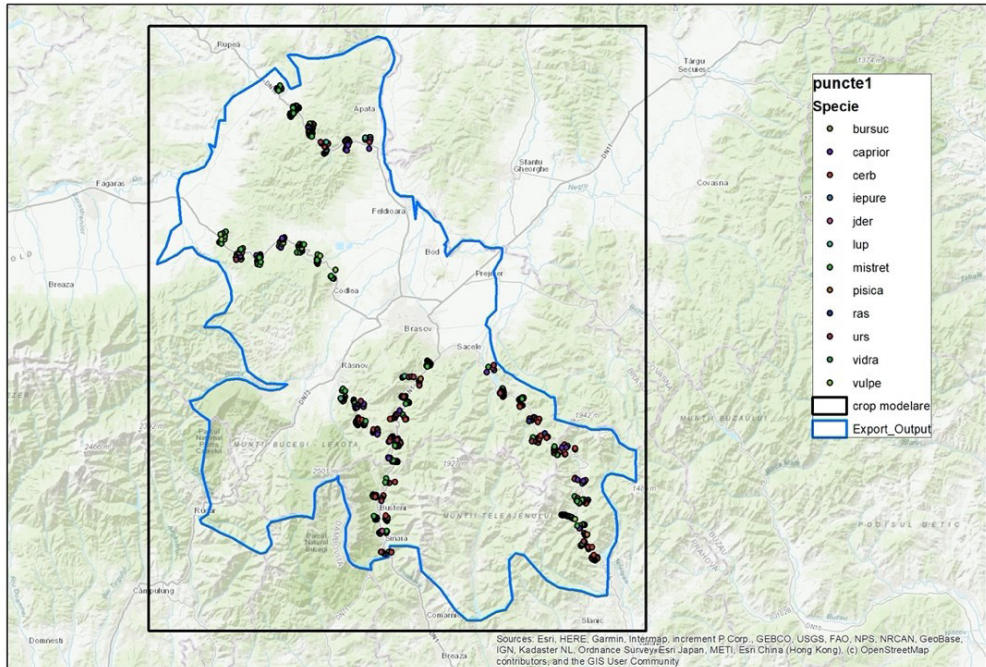
Având în vedere cele prezentate anterior referitoare la ecologia și etologia speciilor avute în studiu, coroborat cu timpul relativ scurt de culegere a datelor, dar și de faptul că aceste specii sunt în permanentă mișcare, fapt ce îngreunează foarte mult surprinderea semnelor de prezență, metoda aleasă a surprins foarte multe informații simultan pe suprafețe mari (semne de prezență a speciilor, presiuni și amenințări ale acestora, calitatea habitatului, probe genetice etc.) colectându-se date la nivel de multispecii. Trebuie însă menționat faptul că numărul de operatori care trebuie să efectueze deplasări în teren simultan este foarte mare.



**Fig. 2** Numărul de exemplare identificate în cadrul deplasărilor în ploturile de monitorizare

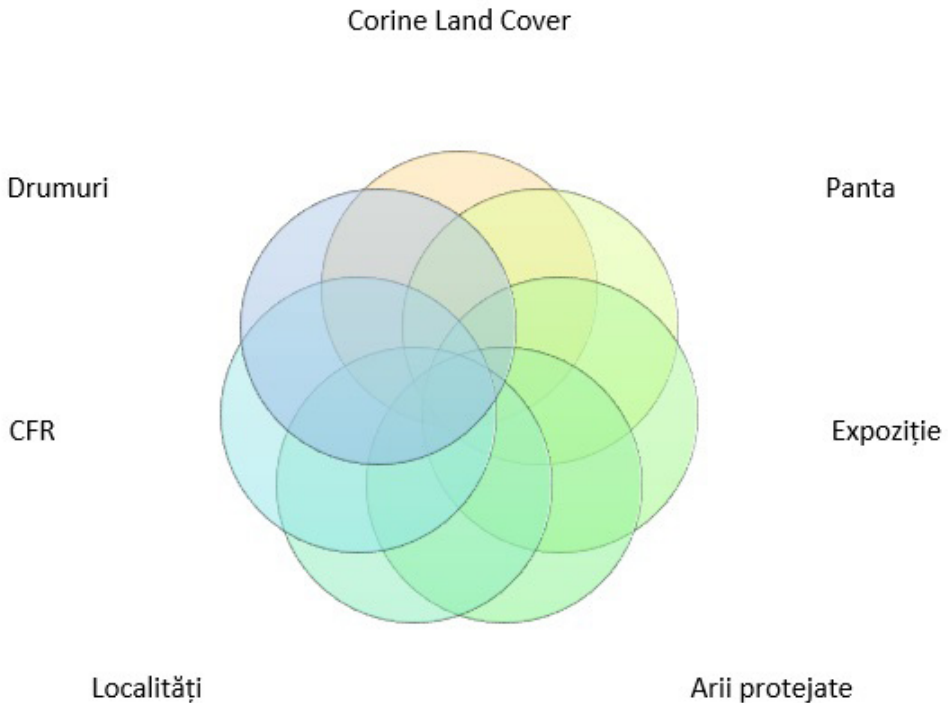


Localizarea semnelor de prezență a speciilor este prezentată în Figura 3, așa cum se poate observa, acestea sunt distribuite în toată zona vizată de studiu (delimitare culoare albastru).



**Fig. 3** Datele de prezență ale speciilor colectate la nivelul zonei vizate

Mai departe s-a recurs la selectarea variabilelor care au intrat în modelarea mișcării speciilor, luând în considerare opinia experților, datele colectate din literatura de specialitate și bineînțeles disponibilitatea datelor în format GIS. Astfel s-a recurs la selectarea variabilelor prezentate în figura următoare.



**Fig. 4** Parametri considerați în analiză

Pentru fiecare specie s-au analizat toți parametrii menționați mai sus, creându-se însă matrici de rezistență diferite, care au avut la bază atât ecologia cât și etologia speciilor mai sus menționate. Documentarea s-a realizat având la bază atât opinia experților cât și datele colectate din literatura de specialitate. De exemplu, la urs cea mai mare valoare de rezistență a fost atribuită drumurilor Europene, râurilor principale (datorită efectului cumulat pe care îl exercită atunci când sunt dedublate de drumuri Europene intens circulate, așa cum a fost identificat de către Fedorca et al. 2019), localităților urbane, categoriilor din Corine Land Cover care codifica activități antropice și infrastructuri care pot afecta mișcarea speciilor, căilor ferate, altitudinilor foarte mari, categoriei de pantă cu valori foarte ridicate, expoziției nordice, în premieră testându-se și prezența siturilor Natura 2000. Pentru a evita introducerea unor erori datorate anumitor parametri s-a recurs la analiza fiecărui parametru pentru speciile urs, lup și râs, cumulându-se apoi parametrii la nivel specie, respectiv la nivel de carnivore și ierbivore mari.

#### 7.1.4. Modelarea mișcării speciilor și evaluarea potențialului de mișcare

Hărțile raster pentru parametri menționați mai sus au fost generate la o rezoluție de 200 m x 200 m. Pentru atribuirea valorilor de rezistență la mișcarea indivizilor fiecărei celule s-a utilizat soft-ul ArcGIS, iar convertirea în fișiere ASCII s-a efectuat utilizând software-ul Circuitscape 5 (McRae et al. 2013). Valorile celulelor raster au variat între 100 și 1000, și au fost atribuite în funcție de numărul claselor din cadrul fiecărui parametru și corespunzător funcției putere. Valoarea 100 s-a atribuit celulelor cu cea mai mică rezistență la mișcare, în vreme ce valoarea 1000 a reprezentat rezistența maximă. Cifrele menționate au fost utilizate pentru fiecare parametru considerat, pentru a obține astfel valori standardizate.

Rezultatele modelării pentru specia urs au indicat prezența mai multor zone de conectivitate în cadrul zonei de studiu, cu variații în funcție de parametrul analizat. Așa cum se poate observa în Figură, efectul restrictiv al parametrului ape asupra mișcării speciei urs nu este semnificativ, iar acest lucru se explică prin faptul că în zona studiului nu regăsim râuri mari, astfel specia putând efectua deplasări cu ușurință pe distanțe mari. În ceea ce privește impactul rețelei existente de drumuri cu un trafic foarte ridicat asupra mișcării speciei, putem să observăm faptul că acestea determină apariția unor concentrări ale mișcării speciei în zona punctelor de prezență, sugerând un impact restrictiv asupra speciei. De menționat este că urmează să se efectueze modelări în cadrul fazelor următoare unde se va analiza și traficul pe tronsoane de drum, acest tip de date oferind o imagine reală a mișcării speciei. Efectul rețelei de drumuri se resimte mai ales atunci când punctele sunt situate la distanțe mari, așa cum este cazul dintre Perșani, Valea Bogății. Se poate observa și în cazul DN1, deși punctele sunt situate aproape de drum, conectivitatea de o parte și de alta a drumului se realizează doar în anumite puncte. Bineînțeles aici este important de menționat că există și diverse structuri de trecere sub DN1 care deservesc și facilitează mișcarea speciei, însă există și impedimente precum calea ferată sau parapete care dedublează impactul drumului.

Analiza influenței impactului ariilor protejate asupra mișcării speciei, a sugerat așa cum era de așteptat, faptul că nu satisfac nevoile unor specii care efectuează deplasări pe distanțe mari și care au teritorii mari, așa cum este cazul ursului. Ba mai mult, majoritatea zonelor de mișcare au fost identificate în afara ariilor protejate și a parcurilor naționale și naturale. Un caz foarte interesant este cel al coridorului Pârâul Rece, care este situat în afara rețelei de arii protejate și

este validat prin diferite tehnici aplicate (inclusiv prin analize de tip landscape genetics), în zonă urmând a fi construită o autostradă care va fragmenta această zonă deosebit de importantă pentru conectivitatea din zona Carpaților de Curbură. Bineînțeles, așa cum se poate observa există numeroase zone de genul celei menționate anterior, însă există și exemple în care numeroase arii protejate asigură mișcarea speciei către alte zone: Leaota, Piatra Mare, Bucegi șamd.

În ceea ce privește analiza acoperirii terenului extrasă din Corine Land Cover se poate observa în Figura 6 faptul că oferă o imagine a conectivității la nivel macro, însă fără a delimita clar zonele de legătură între nuclee îndepărtate. De asemenea, datorită particularității înregistrate în țara noastră, unde drumurile urmează cursul văilor și sunt mărginite de cele mai multe ori de vegetație, nu se poate face o delimitare a presiunii acestora utilizând doar setul de date extras din Corine Land Cover. Aceeași situație o regăsim și pentru parametrul altitudine (Figura 7). Rezultatele pentru acoperirea terenului validează inclusiv un coridor (denumit în studiile anterioare Coridorul lui Dracula) care nu mai este funcțional.

Același impact restrictiv îl identificăm în cazul localităților (Figura 6), mai ales dacă analizăm potențialul de deplasare al speciei pe distanțe lungi. Efectul acestora este de cele mai multe ori cumulat cu alți parametri: de ex. drumuri dedublate de parapeti și linia de cale ferată, și astfel pot constitui adevărate bariere, bineînțeles dacă vorbim de exemplare care nu au un comportament deviat. Trebuie subliniat faptul că unul dintre mitivele pentru care s-a adoptat schema de colectare din cadrul studiului a fost pentru a evita introducerea în analiză a unor exemplare habituate, lucru ce ar fi putut genera erori în interpretarea rezultatelor.

Panta și expoziția (Figura 6) prezintă informații de detaliu, utile mai ales în analiza la nivel local. Ce este surprinzător în cazul acestor rezultate este faptul că acești doi parametri indică practic zonele de mișcare acolo unde informațiile legate de acoperirea terenului oferă o scară mult mai mare. Și în cazul unor studii desfășurate anterior acești doi parametri au fost identificați ca fiind importanți pentru desfășurarea fluxului de gene dintre indivizi (Fedorca et al. 2019).

Pentru a determina efectul tuturor parametrilor analizați s-a recurs la generarea unei hărți cumulate, calculându-se valorile medii pe celulele analizate în GIS. A rezultat astfel faptul că potențialul de mișcare al speciei la nivelul zonei de studiu este foarte mare, mai ales în cazul zonelor Bușteni – Brașov, urmat de Predeal – Râșnov, Cheia – Săcele, Valea Bogății și Perșani. Între aceste nuclee, zonele potențiale de mișcare există, însă înregistrează o probabilitate medie. De departe, cea mai importantă și delicată zonă pentru conectivitate o reprezintă zona din apropierea sitului Natura 2000 Leaota care asigură mișcarea speciei dinspre/înspre Munții Piatra Craiului și Munții Bucegi. De menționat este și faptul că pe



lângă acest sit, alte trei situri Natura 2000 (Piatra Mare, Bucegi și Postăvarul) asigură conectivitatea și facilitează mișcarea speciei. Zone importante pentru conectivitate se regăsesc în stânga și dreapta DN1, generând astfel un pericol foarte mare pentru coliziunea urs – vehicule rutiere și trenuri. Cel mai important nucleu pentru mișcarea specie îl regăsim în jurul localității Predeal (în zona Pârâul Rece), așa cum menționăm la analiza parametrului arii protejate. Această zonă necesită adoptarea unor măsuri de management și monitorizare care să contracareze impactul dezvoltării infrastructurii, prin adoptarea unor măsuri de atenuare a impactului din faza de proiectare, reducând astfel atât costurile cât și consecințele negative ale fragmentării permanente a habitatului speciei. Este de menționat că o fragmentare a habitatului în această zonă va determina creșterea numărului de conflicte în zonele limitrofe, cu efecte directe asupra siguranței populației rezidente și amplificarea conflictelor om-urs.

Analiza potențialului de mișcare pentru lup a presupus rularea unor parametri similari cu cei pentru specia urs, considerând particularitățile ecologice și etologice ale speciei. Așa cum se poate observa în Figura 8, parametrul ape nu înregistrează un efect restrictiv asupra potențialului de mișcare al speciei lup, în zonele unde au fost identificate punctele de prezență. Pe distanțe lungi, nu s-a putut surprinde foarte bine potențialul de mișcare datorită faptului că numărul punctelor de prezență este mult mai redus decât în cazul speciei urs. Astfel efectul restrictiv al parametrului ape asupra mișcării speciei lup nu este semnificativ, iar acest lucru se explică la fel ca la urs prin faptul că în zona studiului nu regăsim râuri mari, astfel specia putând efectua deplasări pe distanțe mari.

În ceea ce privește impactul rețelei existente de drumuri asupra mișcării speciei, putem să observăm, ca și la urs, faptul că acestea determină apariția unor concentrări ale mișcării speciei în zona punctelor de prezență. Efectul rețelei de drumuri se resimte mai ales atunci când punctele sunt situate la distanțe mari, așa cum este cazul dintre Valea Bogății și Cheia și Valea Prahovei. Zone de conectivitate care corespund cu localizarea coridoarelor ecologice sunt înregistrate pe Valea Prahovei, Valea Bogății și Cheia, același lucru fiind valabil și în cazul parametrului căi ferate.

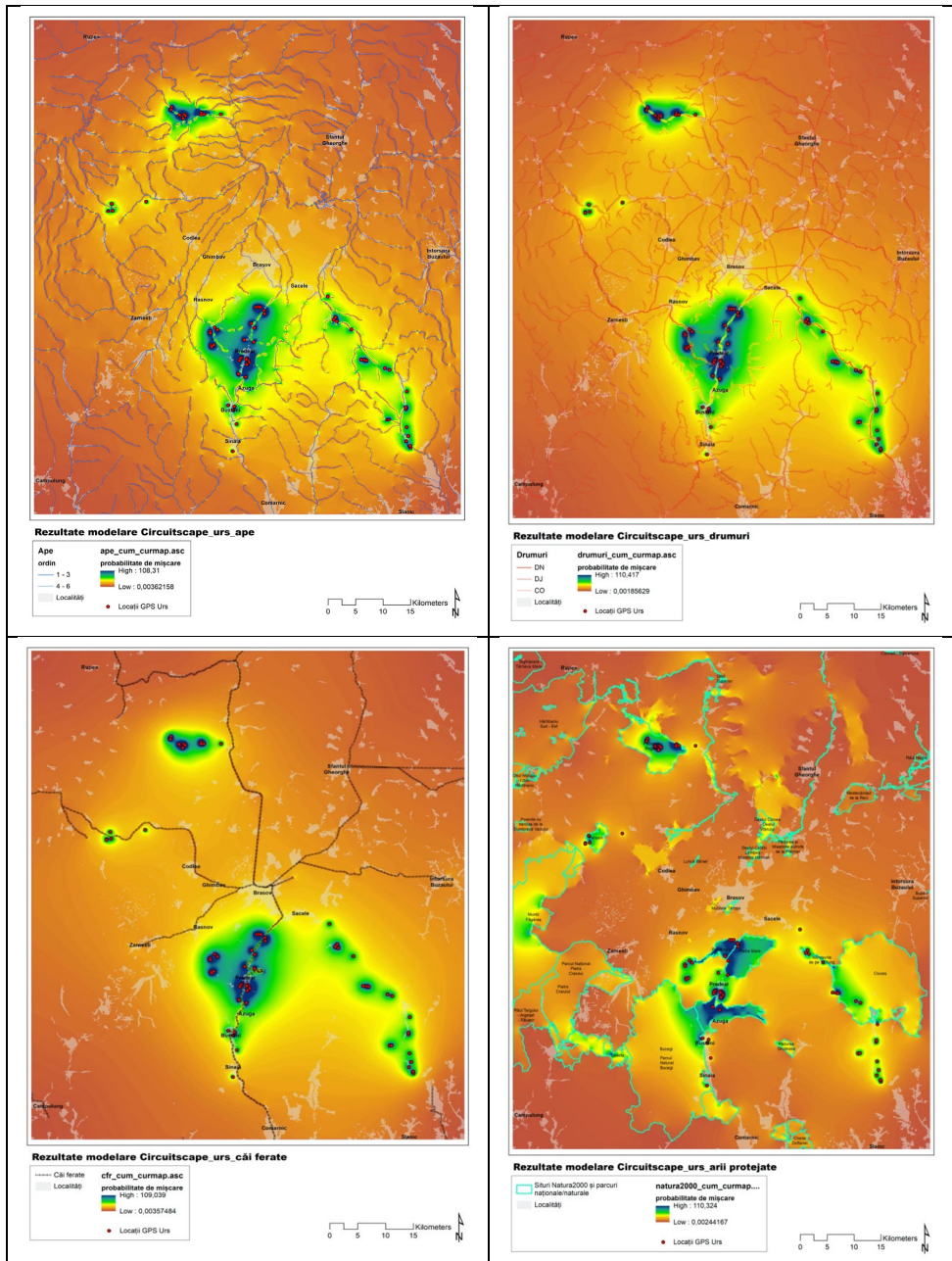
Analiza influenței impactului ariilor protejate asupra mișcării speciei, la fel ca și la specia urs, denotă faptul că nu satisfac nevoile unor specii care efectuează deplasări pe distanțe mari și care au teritorii mari. Zone de mișcare pentru specia lup au fost identificate în afara ariilor protejate, însă potențialul de mișcare în zona de studiu este vizibil mai redus decât cel al speciei urs. În schimb este important de subliniat că și în cazul acestei specii există totuși arii protejate care asigură mișcarea speciei către alte zone: Leaota, Piatra Mare, Postăvarul,

Bucegi.

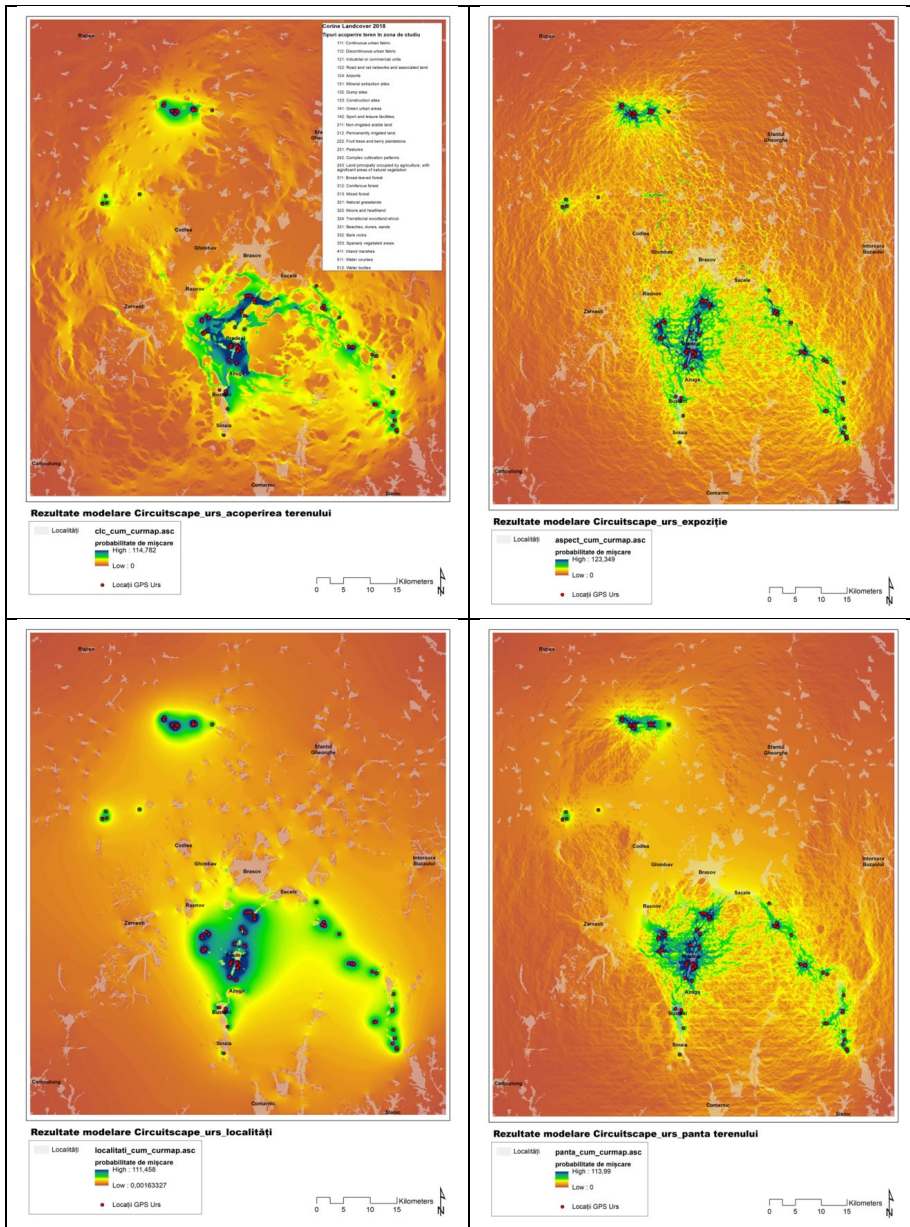
Analiza gradului de acoperire a terenului extrasă din Corine Land Cover se poate observa în Figura 9 și oferă și în acest caz o imagine a conectivității la nivel macro, însă fără a delimita clar zonele de legătură între nuclee îndepărtate. Aceeași situație o regăsim și pentru parametrul altitudine (Figura 10), care nu prezintă detalii de precizie legate de zonele de mișcare. Rezultatele pentru acoperirea terenului corespund cu cele rezultate pentru specia urs, în special pentru zona coridorului Dracula, situație datorată particularității acestei zone, unde valea este foarte îngustă și celula care intersectează drumul este în mare parte asimilată vegetației. Panta și expoziția (Figura 9) prezintă și în acest caz informații de detaliu, utile mai ales în analiza la nivel local.

Efectul cumulativ al tuturor parametrilor analizați s-a realizat prin generarea unei hărți cumulate cu valori medii pe celulele analizate în GIS. A rezultat astfel faptul că potențialul de mișcare al speciei la nivelul zonei de studiu este mare, mai ales în cazul zonelor Azuga – Brașov, urmat de Predeal – Râșnov, Cheia – Săcele și Valea Bogății. De menționat este faptul că la Perșani nu s-a identificat nici un punct de prezență al speciei, însă bineînțeles că aceasta este prezentă și a fost validată în cadrul etapelor anterioare. Între nuclee amintite mai sus, zonele potențiale de mișcare există, însă înregistrează o probabilitate scăzută spre medie, fapt posibil datorat și numărului mai redus de puncte comparative cu specia urs. Aceleași situri Natura 2000 deservește zone de mișcare pentru specia lup, însă ce este cel mai important este ca se validează și aici conectivitatea de în stânga și dreapta DN1 în multe zone, generând astfel un pericol foarte mare pentru coliziunea cu vehicule rutiere și trenuri. Și în cazul speciei lup cel mai important nucleu pentru mișcarea speciei îl regăsim în jurul localității Predeal (în zona Pârâul Rece).

Este de menționat faptul că pentru specia râs nu se vor prezenta hărțile pentru fiecare parametru datorită numărului extrem de redus de puncte, care a determinat obținerea unor informații localizate, însă s-au integrat în analiza la nivel de carnivore mari pentru toți parametrii analizați.

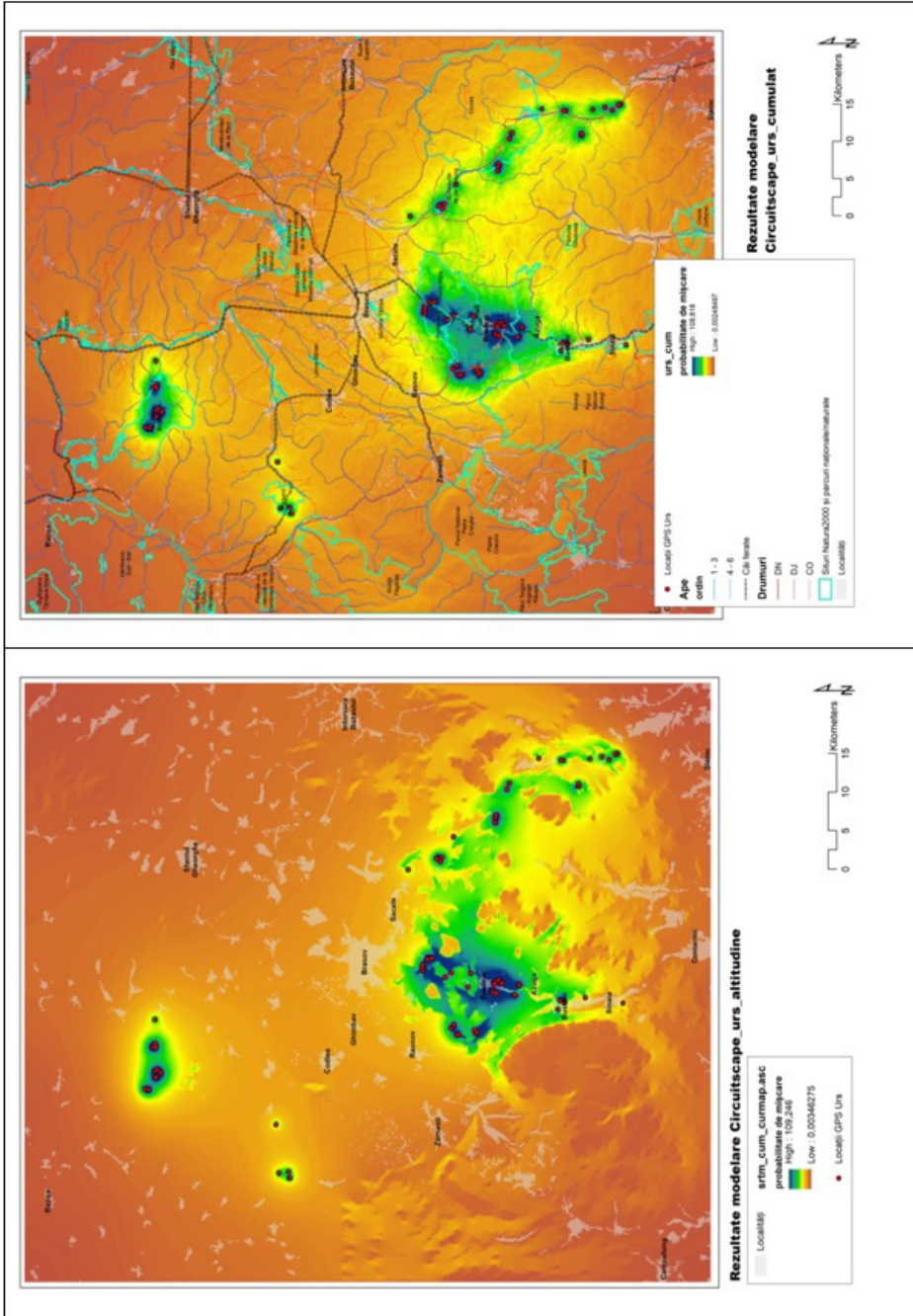


**Fig. 5** Hărțile cu potențialul de mișcare al speciei urs, rezultate ca urmare a analizei parametrilor ape, drumuri, căi ferate, arii protejate.

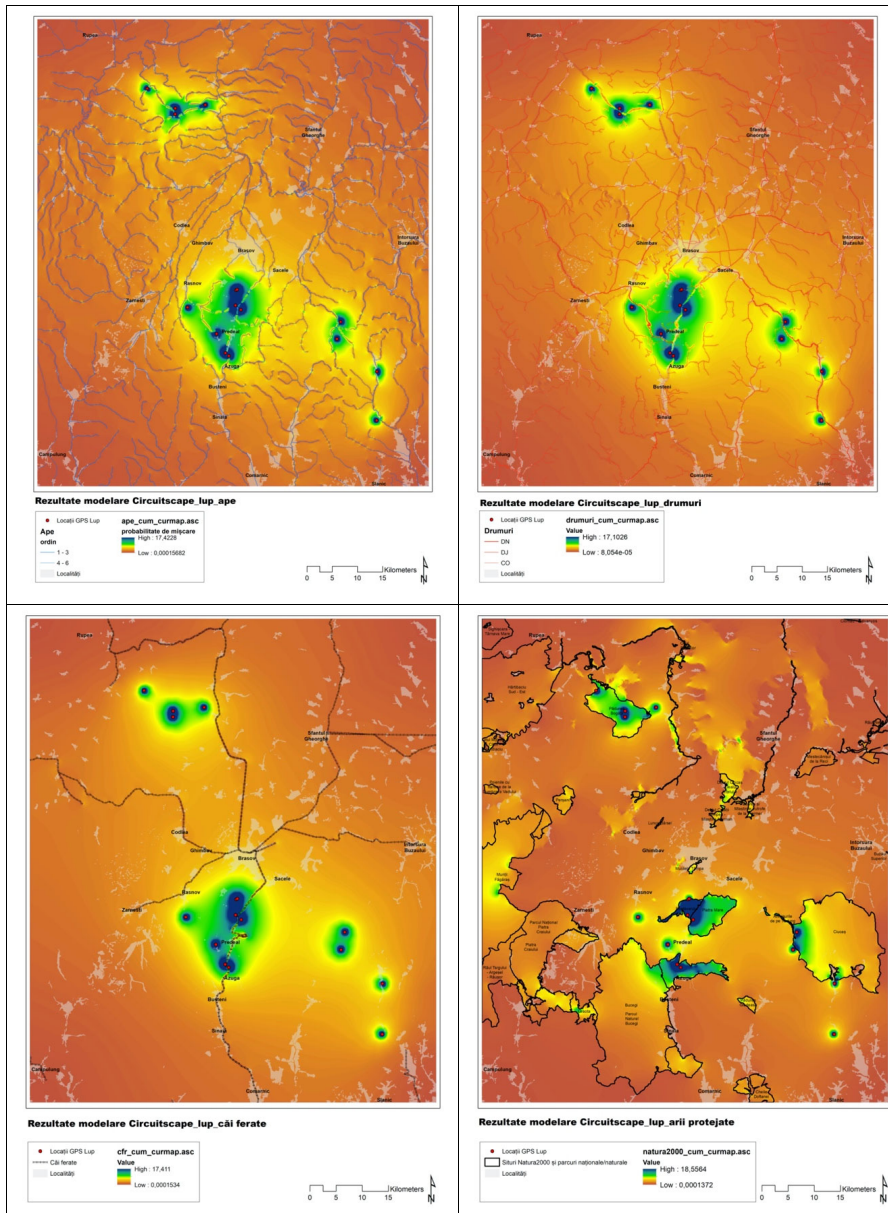


**Fig. 6** Hărțile cu potențialul de mișcare al speciei urs, rezultate ca urmare a analizei parametrilor Corine Land Cover (acoperirea terenului), expoziție, localități și panta terenului.

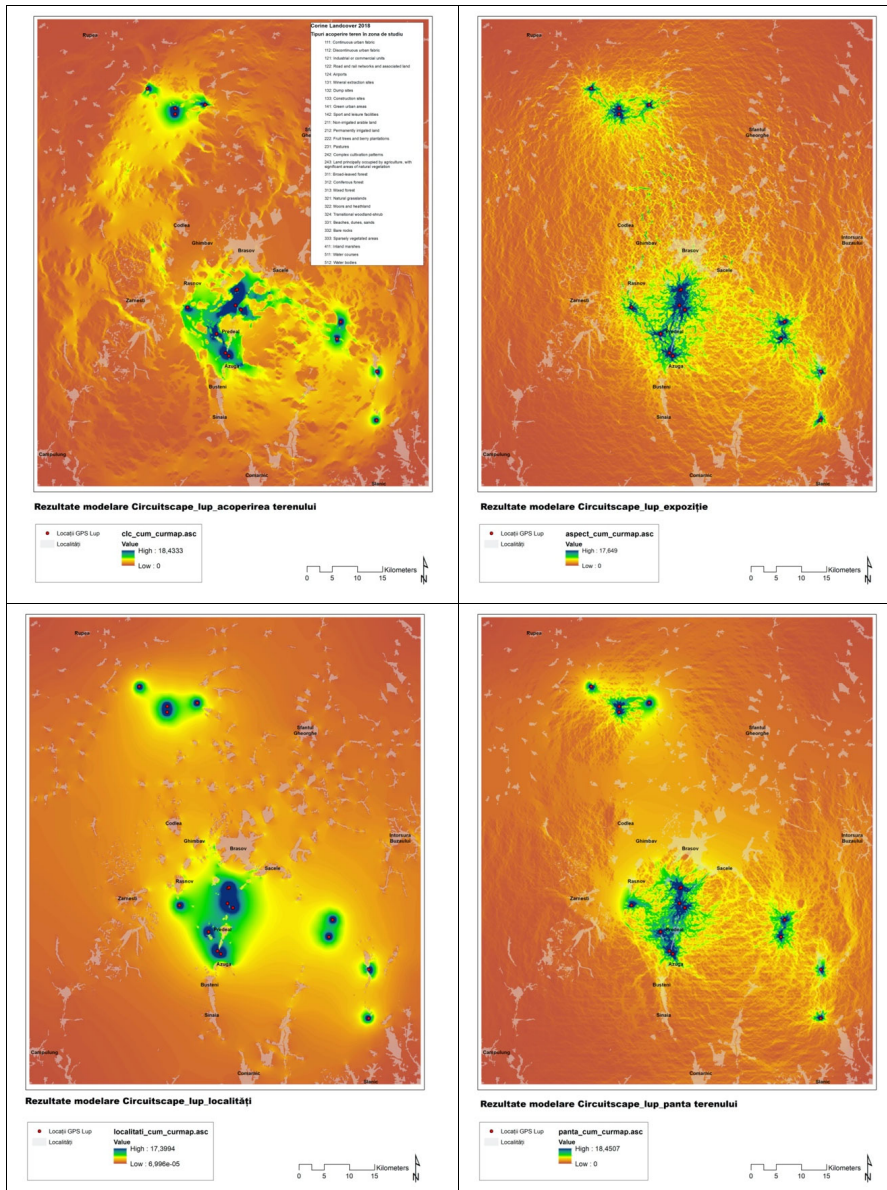




**Fig. 6** Hărțile cu potențialul de mișcare al speciei urs, rezultate ca urmare a analizei parametrului altitudine și rezultatele analizei cumulate a tuturor parametrilor.

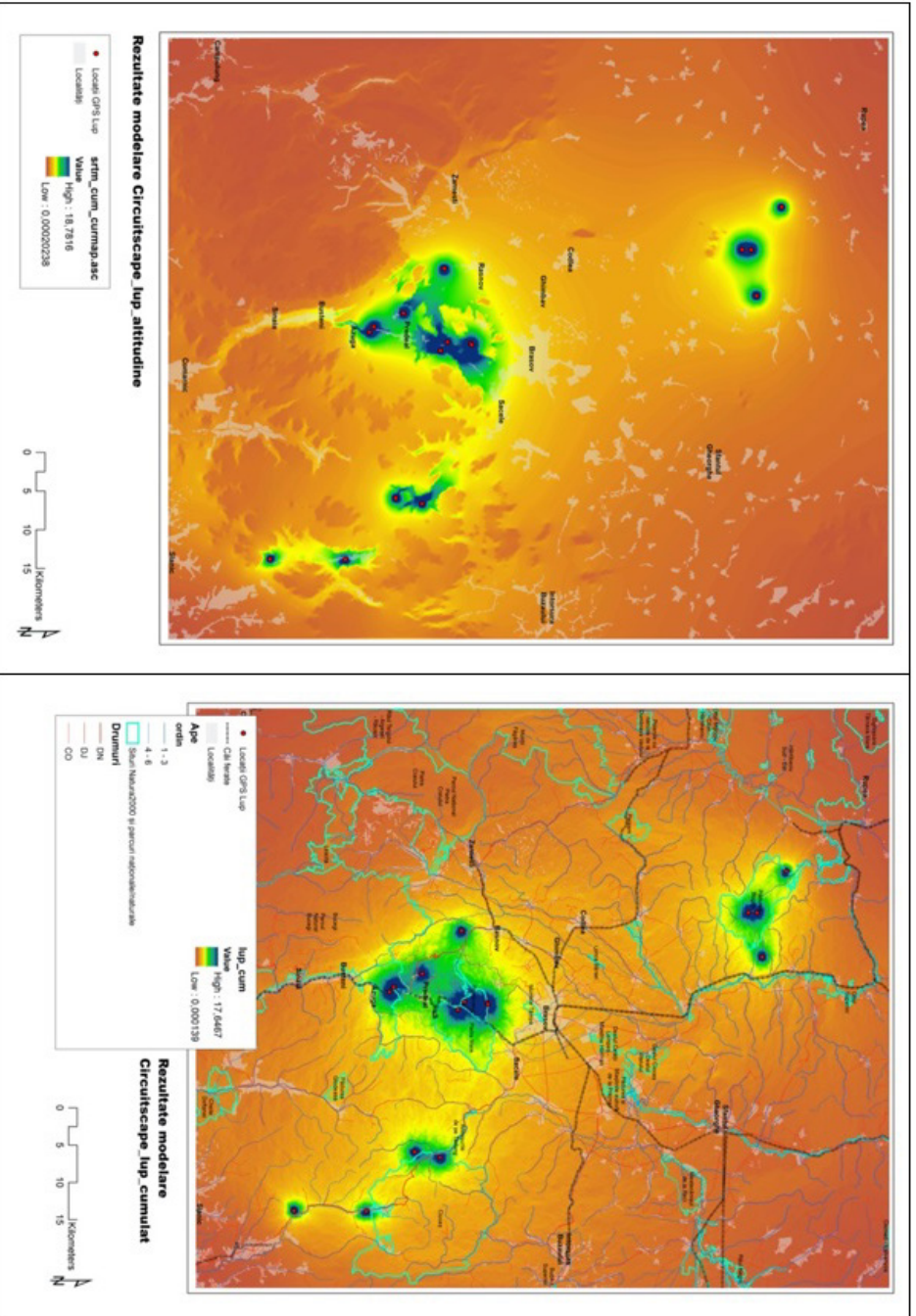


**Fig. 8** Hărțile cu potențialul de mișcare al speciei lup, rezultate ca urmare a analizei parametrilor apei, drumuri, căi ferate, arii protejate.



**Fig. 9** Hărțile cu potențialul de mișcare al speciei lup, rezultate ca urmare a analizei parametrilor Corine Land Cover (acoperirea terenului), expoziție, localități și panta terenului.





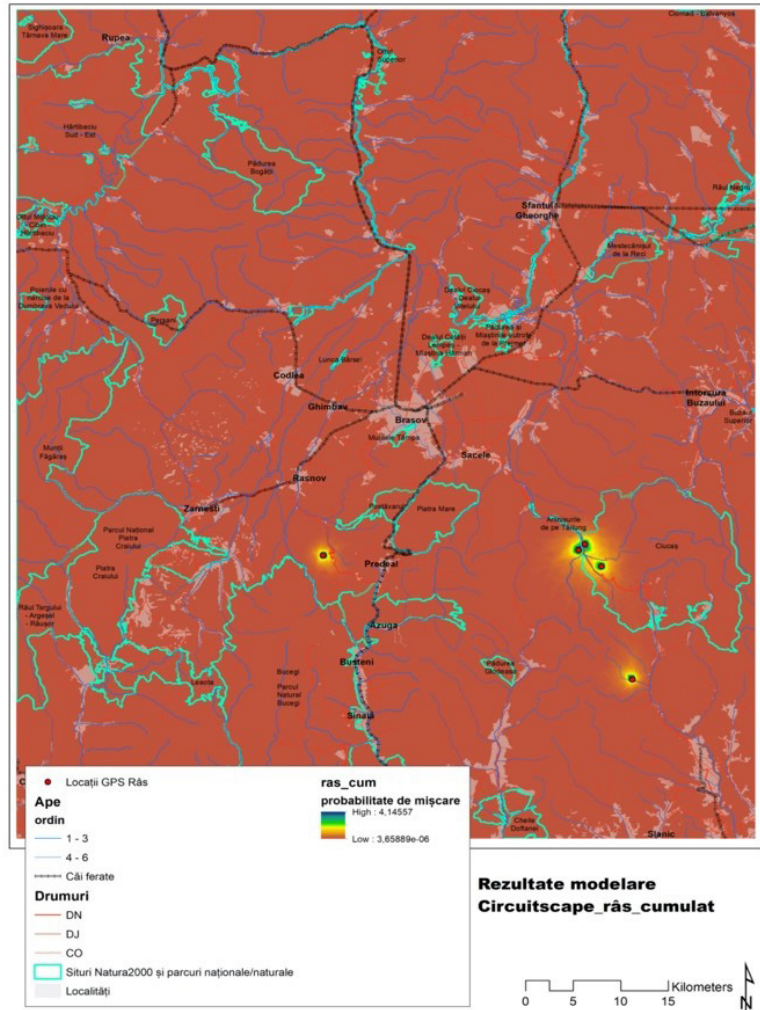
**Fig. 10** Hartile cu potențialul de mișcare al speciei lup, rezultate ca urmare a analizei parametrului altitudine și rezultatele analizei cumulate a tuturor parametrilor



Mai departe, având în vedere faptul că pentru specia râs datele colectate au oferit informații despre mișcarea speciei, doar la nivel local, se va prezenta doar harta cumulată a parametrilor analizați (Figura 11). Se pot vedea zonele identificate ca fiind favorabile, aflate în imediata vecinătate a punctelor de prezență. Este foarte important de menționat faptul că Coridorul Pârâul Rece este validat și pentru această specie. Este necesar să se colecteze mai multe puncte de prezență, pe durata mai multor

anotimpuri, pentru a stabili parametri care sunt implicați în mișcarea speciei. Datele s-au integrat și analizat la nivel de grup carnivore.

Rezultatele modelării pentru carnivore mari (urs, lup, râs) indică prezența mai multor zone de conectivitate în cadrul zonei de studiu, având probabilități de mișcare care variază de la mici la medii între zonele nucleu. Așa cum se poate observa în Figura 12, potențialul de mișcare este foarte ridicat de-al lungul Văii Prahovei, Pârâul Rece, Cheia, Valea Bogății și Perșani. Între Valea Prahovei și Cheia sunt prezente două zone bine delimitate care u probabilității medii care asigură conectivitatea, în vreme ce între Perșani și Valea Prahovei este prezentă o



**Fig. 11** Harta cu potențialul de mișcare al speciei râs, rezultatele analizei cumulate a tuturor parametrilor

zonă de intensitate mică, însă continuă, care urmează traseul identificat la speciile urs și lup, și anume zona situată în interiorul și în vecinătatea sitului Natura 2000 Leaota. Zone cu potențial de mișcare apar și între Valea Bogății și Perșani, cu intensități ale potențialului de mișcare destul de reduse. O zonă dispersată este situată între Codlea și Zărnești, care ar asigura potențial conectivitatea între Perșani și Râșnov. Alte potențiale zone apar între Valea Bogății și Valea Prahovei/Cheia cu traversarea siturilor Natura 200 Dealul Cetății Lempeș – Mlaștina Hărman și Pădurea și Mlaștinile Eutrofe de la Prejmer însă este de subliniat faptul că sunt fragmentate și intensitatea potențialului de mișcare înregistrează valori foarte mici.

Zonele Pârâul Rece și cele aferente Văii Prahovei dar și zona de mișcare care pleacă dinspre situl Piatra Mare spre Ciucaș (această zonă asigurând conectivitatea la nivelul Carpaților Sudici) necesită adoptarea unor măsuri de management și monitorizare cât mai rapid, ca să se contracareze impactul dezvoltării infrastructurii, prin adoptarea unor măsuri de atenuare a impactului (tuneluri, viaducte, sau alte solutii viabile) încă din faza de proiectare, reducând astfel atât costurile cât și consecințele negative ale fragmentării permanente a habitatului speciilor. De asemenea, este foarte important să se mențină conectivitatea în zonele identificate de-a lungul DN1 prin adoptarea unor măsuri locale și prin implementarea unor tehnici moderne de prevenire a coliziunilor animal – vehicul (Life Safe Crossing) în toate zonele care se pretează unor astfel de măsuri. De asemenea, trebuie să avem în vedere că traficul actual pe DN este de aproximativ 38000 de vehicule/24 ore în zilele de maxim, în contextul în care la 10000 de vehicule/24 de ore se recomandă construirea autostrăzilor. Un alt aspect important de menționat este faptul că speciile de carnivore mari efectuează deplasări în special nocturne, iar noaptea se poate înregistra un trafic cu valori mai reduse, însă apare un alt impediment care nu este de neglijat, noaptea activând mai ales traficul greu, care circulă însă cu viteze reduse, dar sunt potențial generatoare de aglomerări pe anumite tronsoane. Toate aceste aspecte se reflectă în numărul ridicat de accidente atât rutiere cât și feroviare, pentru că nici traficul feroviar nu este de neglijat, având în vedere că în fazele anterioare s-a determinat faptul că un număr foarte ridicat de trenuri circulă aproape neîntrerupt atât pe perioada zilei cât și pe perioada nopții, determinând accidente mai ales în cazul ursoaicelor cu pui și a urșilor tineri aflați în dispersie.

Analiza speciilor de ierbivore mari (cerb, cărprior și mistreț) s-a realizat la nivelul hărților care au cuprins parametri cumulați, introducându-se în analiză parametri similari cu cei prezentați mai sus pentru speciile urs, lup răs, cu excepția parametrului Natura 2000, aceste specii nefiind listate ca specii protejate. Cu alte cuvinte, această analiză a urmărit evaluarea mișcării potențiale a speciilor pradă.

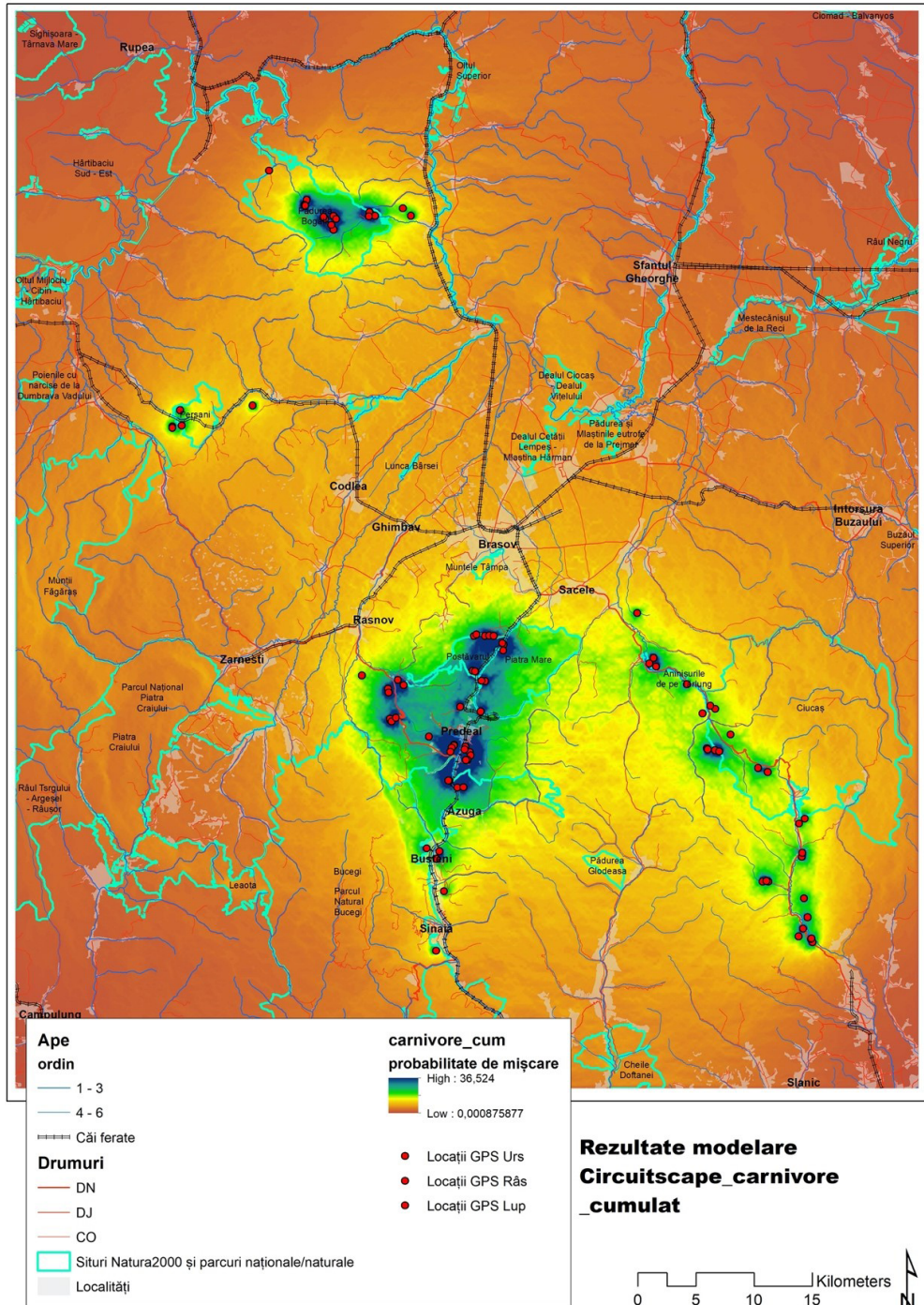


Fig. 12 Harta cu potențialul de mișcare al speciei râs, rezultatele analizei cumulate a tuturor parametrilor



Astfel, în Figura 13 putem observa faptul că specia cerb (număr mare de exemplare însă nedistribuite pe întreaga suprafață) are un potențial de mișcare cu o probabilitate mai ridicată în zona Valea Prahovei, Pârâul Rece, Cheia și mai redus în Valea Bogății. De remarcat este faptul că cerbul înregistrează teritorii între 382 și 564 ha și efectuează deplasări pe distanțe mai lungi decât mistrețul și căpriorul, însă este mult mai selectiv. Între Valea Prahovei și Cheia specia înregistrează intensități medii spre ridicate ale potențialului de mișcare utilizând mai multe zone, însă suprapunându-se totodată cu zonele utilizate de urs și lup. Observăm faptul că deși mișcarea este foarte amplă în zona Sinaia – Azuga, zonele potențiale de trecere peste infrastructura de transport sunt destul de reduse, fapt ce denotă prezența efectului cumulativ al drumului intens circulat și al căii ferate la fel de circulată (lucru identificat și la speciile de carnivore). Zonele cu probabilitate mare de mișcare de-a lungul DN 1 se suprapun peste de asemenea peste zonele preferate de carnivore.

Specia căprior, surprinsă în număr ridicat în toate zonele analizate, are o rezoluție foarte bună a modelului. În Figura 13 sunt evidențiate zone potențiale de mișcare în întreaga zonă a studiului, intensitatea probabilității la mișcare a speciei fiind medie. Astfel se poate observa foarte bine zona care asigură conectivitatea dintre Perșani și Valea Bogății, zona care leagă Perșani de Râșnov și o zonă care leagă Valea Prahovei de Cheia. În schimb nu se identifică o legătură clară între Valea Bogății și Cheia, un rezultat de altfel intuitiv, datorat faptului că specia nu efectuează deplasări pe distanțe foarte mari (home range documentat în literatură între 21 și 76 de ha). De asemenea, este de remarcat faptul că în coridorul Pârâul Rece probabilitatea de mișcare a speciei este foarte ridicată, determinând astfel și mișcarea speciilor de carnivore, același lucru fiind valabil și pentru specia cerb.

Specia mistreț, surprinsă în cele mai multe dintre puncte și răspândită în toate zonele analizate înregistrează similar căpriorului o rezoluție foarte bună a modelului potențialului de mișcare. În principiu, zonele identificate pentru căprior sunt similare cu cele identificate pentru mistreț, cu mențiunea că mistrețul utilizează teritorii mult mai mari (de aproximativ 400 ha) și implicit deplasări pe distanțe mai lungi, fiind de asemenea un indicator în mișcarea speciilor de carnivore, însă pe distanțe mai mari.

Este însă de remarcat că în zonele unde carnivorele mari efectuează probabilități reduse spre medii pentru mișcare, speciile pradă înregistrează intensități mult mai mari și pe zone mai extinse. Concluzionăm astfel că este foarte important să surprindem mișcarea speciilor pradă pentru că astfel putem să obținem informații importante privind mișcarea carnivorelor mari, putând utiliza aceste modele în modelarea distribuțiilor și potențialul de mișcare al acestora. De altfel, asta și intenționăm să facem în fazele următoare. Mai departe s-a recurs

la analiza combinată a speciilor de carnivore și ierbivore mari pentru a identifica zonele cele mai importante pentru conectivitatea la nivel de multispecii (Fig 14).

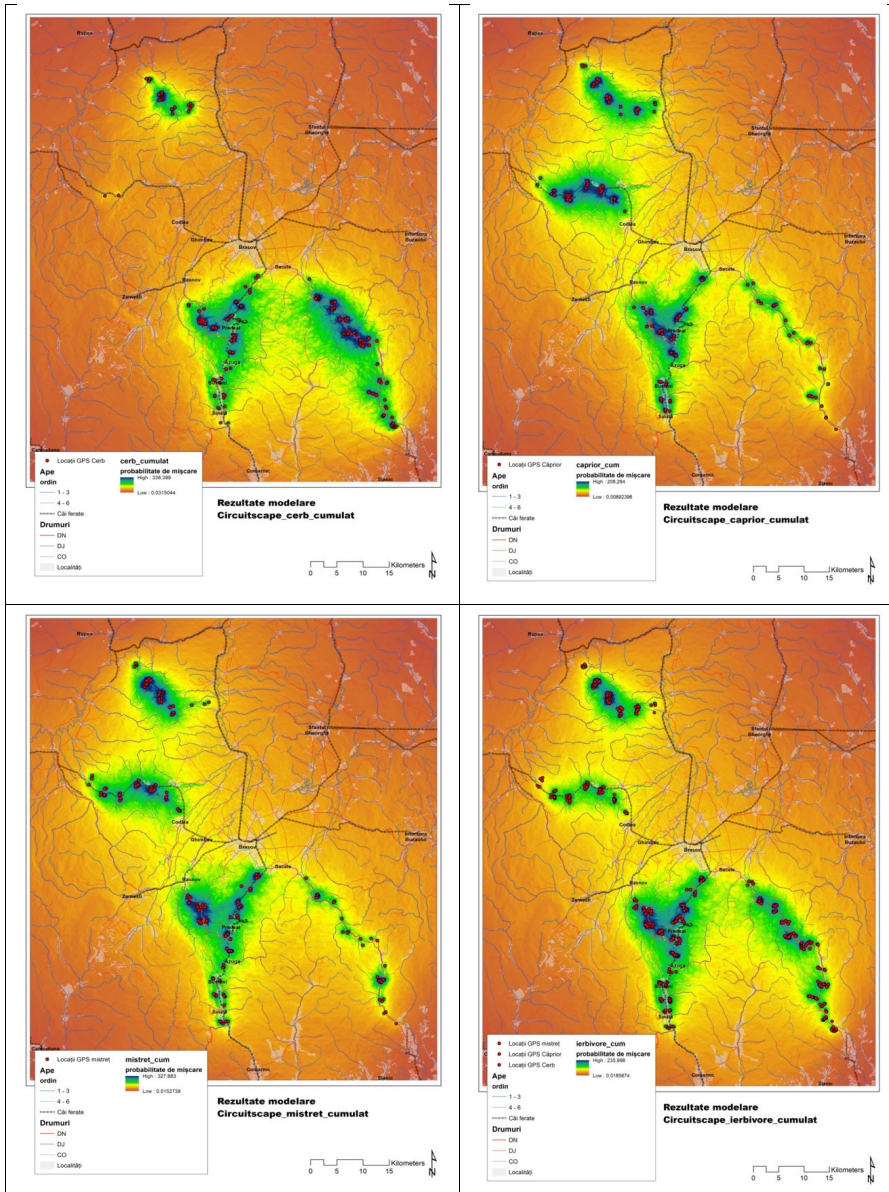


Fig. 13 Harta cu potențialul de mișcare al ierbivorelor mari (cerb, căprior, mistret), rezultatele analizei cumulate a tuturor parametrilor.

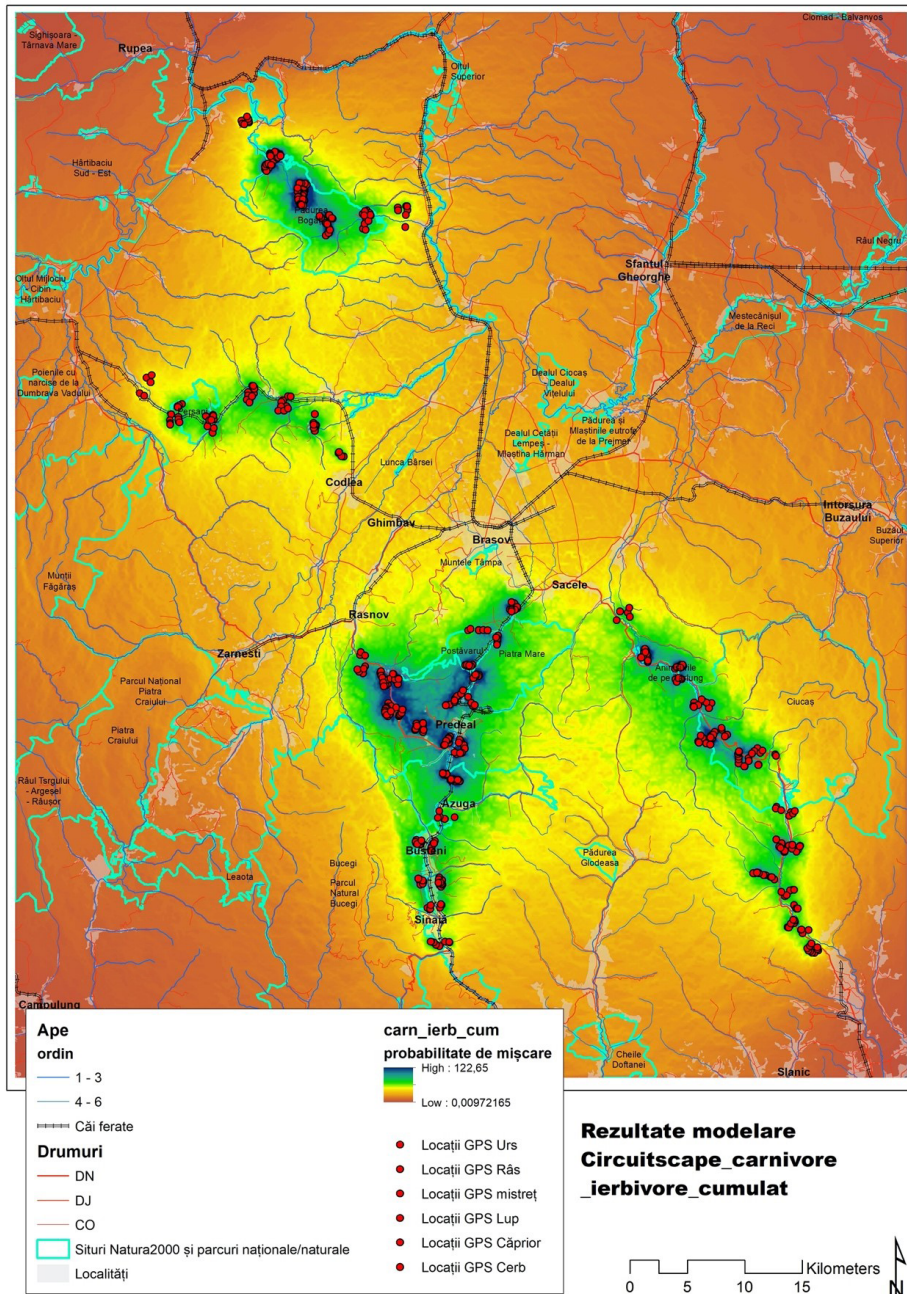


Fig. 14 Harta cu potențialul de mișcare al ierbivorelor mari (cerb, căprior, mistreț) și al carnivorelor mari rezultatele analizei cumulate a tuturor parametrilor.



Zonele cele mai importante pentru conectivitatea la nivel de multispecii sunt coridoarele care leagă Valea Prahovei de Cheia și implicit siturile Natura 2000 Piatra Mare și Postăvarul de Ciucaș, zona Pârâul Rece, care asigură mișcarea în zona centrală a Văii Prahovei. De asemenea este foarte important să se intervină cu măsuri locale în cazul DN1, mai ales unde sunt concentrații mari ale mișcării, așa cum este cazul la Tmișul de Jos, în situl Piatra Mare, în situl Bucegi și zona dintre Predeal și Azuga, respectiv Predeal – Timișul de Susu. Aceste zone corespund cu coridoarele identificate anterior în cadrul proiectului COREHABS, în acest studiu fiind practic validate. Se poate observa faptul că atunci când se realizează analiza la nivel de multispecii se pot pierde și anumite detalii, așa cum este cazul zonei care face legătura între Bucegi și Piatra Craiului și care este foarte importantă atât pentru lup cât și pentru urs. În acest caz, utilizarea siturilor Natura 2000 ca și parametru a oferit o rezoluție foarte bună.

Zonele identificate necesită adoptarea unor măsuri de management și monitorizare cât mai rapid, ca să se contracareze impactul dezvoltării infrastructurii, prin adoptarea unor măsuri de atenuare a impactului (tuneluri, viaducte, sau alte solutii viabile) încă din faza de proiectare, reducând astfel atât costurile cât și consecințele negative ale fragmentării permanente a habitatului speciilor.

### **Principalele concluzii care pot fi desprinse din cadrul studiului de caz:**

- În ceea ce privește metodologia de colectare a datelor, putem concluziona că aceasta a oferit rezultate foarte bune, colectându-se un număr ridicat de puncte de prezență pentru mai multe specii, cu o acoperire largă, la nivelul zonei de studiu, dar și un număr mare de probe genetice. Bineînțeles, au existat și specii, respectiv zone unde acoperirea a fost deficitară, însă per ansamblu metoda a oferit rezultate care au contribuit la realizarea unor modele cu rezoluție bună a potențialului de mișcare al speciilor.
- Rezultatele modelării pentru specia urs au indicat un efect restrictiv asupra mișcării doar când intervine efectul cumulat al drumurilor intens circulat, căii ferate intens circulat, dedublate de parapeti sau garduri din beton și eventual ape mari. Este de menționat faptul că efectul rețelei de drumuri se resimte mai ales atunci când punctele sunt situate la distanțe mai mari, așa cum este cazul între exemplarele situate între Perșani sau Valea Bogății și cele de pe Valea Prahovei și Cheia. Așa cum era de așteptat, multe dintre zonele de mișcare au fost identificate în afara ariilor protejate și a parcurilor naționale și naturale. Un caz foarte interesant este

cel a coridorului de la Pârâul Rece, care este situat în afara rețelei de arii protejate și este validat prin diferite tehnici aplicate (inclusiv prin analize de tip landscape genetics), în zonă urmând a fi construită o autostradă care va fragmenta această zonă deosebit de importantă pentru conectivitatea din zona Carpaților de Curbură. Bineînțeles, așa cum se poate observa există numeroase zone de genul celei menționate anterior, însă există și exemple în care numeroase arii protejate asigură mișcarea speciei către alte zone: Leaota, Piatra Mare, Postăvarul și Bucegi.

- Potențialul de mișcare al specie analizat pe harta parametrilor cumulați a indicat faptul că zonele Bușteni – Brașov, urmate de Predeal – Râșnov, Cheia – Săcele, Valea Bogății și Perșani înregistrează valori descrescătoare ale intensității mișcării. Cea mai importantă și delicată zonă pentru conectivitate o reprezintă zona din apropierea sitului Natura 2000 Leaota care asigură mișcarea speciei dinspre Munții Piatra Craiului și Munții Bucegi și vice versa. Zone importante pentru conectivitate se regăsesc în stânga și dreapta DN1, generând astfel un pericol foarte mare pentru coliziunea urs – vehicule rutiere și trenuri. Cel mai important nucleu pentru mișcarea specie îl regăsim în jurul localității Predeal (în zona Pârâul Rece). Este de menționat că o fragmentare a habitatului în această zonă va determina creșterea numărului de conflicte în zonele limitrofe, cu efecte directe asupra siguranței populației rezidente și amplificarea conflictelor om-urs.
- În ceea ce privește impactul rețelei existente de drumuri asupra mișcării speciei lup, putem să observăm ca și la urs, faptul că acestea determina apariția unor concentrări ale mișcării speciei în zona punctelor de prezență. Efectul rețelei de drumuri se resimte mai ales atunci când punctele sunt situate la distanțe mari, așa cum este cazul dintre Valea Bogății și Cheia și Valea Prahovei. Zone de conectivitate care corespund cu localizarea coridoarelor ecologice sunt înregistrate pe Valea Prahovei, Valea Bogății și Cheia, același lucru fiind valabil și în cazul parametrului căi ferate.
- Potențialul de mișcare al specie lup la nivelul zonei de studiu este mare, mai ales în cazul zonelor Azuga – Brașov, urmat de Predeal – Râșnov, Cheia – Săcele și Valea Bogății. De menționat este faptul că la Perșani nu s-a identificat nici un punct de prezență pentru specie, însă bineînțeles că aceasta este prezentă și a fost validată în cadrul etapelor anterioare. Aceleași situri Natura 2000 deserveșc zone de conectivitate pentru specia lup, însă ce este cel mai important este ca se validează și aici conectivitatea în stânga și dreapta DN1, generând astfel un pericol foarte mare pentru



coliziunea cu vehicule rutiere și trenuri. Și în cazul speciei lup cel mai important nucleu pentru mișcarea specie îl regăsim în jurul localității Predeal (în zona Pârâul Rece).

- În cadrul analizei cumulare a speciilor de carnivore mari (lup, urs, râs) potențialul de mișcare a fost identificat ca fiind foarte ridicat de-a lungul Văii Prahovei, Pârâul Rece, Cheia, Valea Bogății și Perșani. Între Valea Prahovei și Cheia sunt prezente două zone bine delimitate care au probabilități medii care asigură conectivitatea, în vreme ce între Perșani și Valea Prahovei este prezentă o zonă de intensitate mică (însă neîntreruptă) care urmează traseul identificat la speciile urs și lup, și anume zona situată în interiorul și în vecinătatea sitului Natura 2000 Leaota. Zone cu potențial de mișcare apar și între Valea Bogății și Perșani, cu intensități ale potențialului de mișcare destul de reduse. Un zona dispersată ar fi situată între Codlea și Zărnești, care ar lega potențial Perșani de zona Râșnovului.
- Zonele Pârâul Rece și cele aferente Văii Prahovei dar și zona de mișcare care pleacă dinspre situl Piatra Mare spre Ciucaș necesită adoptarea unor măsuri de management și monitorizare cât mai rapid, ca să se contracareze impactul dezvoltării infrastructurii, prin adoptarea unor măsuri de atenuare a impactului (tuneluri, viaducte, sau alte solutii viabile) încă din faza de proiectare, reducând astfel atât costurile cât și consecințele negative ale fragmentării permanente a habitatului speciilor.
- În ceea ce privește analiza speciei cerb, între Valea Prahovei și Cheia înregistrează intensități medii spre ridicate ale potențialului de mișcare utilizând mai multe zone, însă suprapunându-se totodată cu zonele utilizate de urs și lup. Zonele cu probabilitate mare de mișcare de-a lungul DN 1 se suprapun peste de asemenea peste zonele preferate de carnivore.
- Pentru specia căprior s-au identificat zone potențiale de mișcare în întreaga zonă a studiului, intensitatea probabilității la mișcare a speciei fiind medie. Astfel se poate observa foarte bine zona care asigură conectivitatea dintre Perșani și Valea Bogății, zona care leagă Perșani de Râșnov și o zonă care leagă Valea Prahovei de Cheia. În schimb nu se identifică o legătură clară între Valea Bogății și Cheia, un rezultat de altfel intuitiv, datorat faptului că specia nu efectuează deplasări pe distanțe foarte mari. De asemenea, este de remarcat faptul că în coridorul Pârâul Rece probabilitatea de mișcare a speciei este foarte ridicată, determinând astfel și mișcarea speciilor de carnivore, același lucru fiind valabil și pentru specia cerb. În principiu, zonele identificate pentru căprior sunt similare cu cele identificate pentru mistreț, cu mențiunea că mistrețul utilizează teritorii mult mai mari și

implicit deplasări pe distanțe mai lungi, fiind de asemenea un indicator în mișcarea speciilor de carnivore, însă pe distanțe mai mari.

- Zonele cele mai importante pentru conectivitatea la nivel de multispecii sunt coridoarele care leagă Valea Prahovei de Cheia și implicit siturile Natura 2000 Piatra Mare și Postăvarul de Ciucaș, zona Pârâul Rece, care asigură mișcarea în zona centrală a Văii Prahovei. De asemenea este foarte important să se intervină cu măsuri locale în cazul DN1, mai ales unde sunt concentrații mari ale mișcării, așa cum este cazul la Timișul de Jos, în situl Piatra Mare, în situl Bucegi și zona dintre Predeal și Azuga, respectiv Predeal – Timișul de Sus.

### **Bibliografie selectivă :**

Anderson DR (2001) The need to get the basics right in wildlife field studies. *Wildlife Society Bulletin*, 29, 1294–1297.

Beier P, McCullough DR (1990) Factors Influencing White-Tailed Deer Activity Patterns and Habitat Use. *Wildlife Monographs*, 109, 3–51.

Catt DC, Staines BW (1987) Home range use and habitat selection by Red deer (*Cervus elaphus*) in a Sitka spruce plantation as determined by radio-tracking. *Journal of Zoology*, 681–693.

Chandler RB, Royle JA, King DI (2011) Inference about density and temporary emigration in unmarked populations RICHARD. *Ecology*, 92, 1429–1435.

Fattebert J, Baubet E, Slotow R, Fischer C (2017) Landscape effects on wild boar home range size under contrasting harvest regimes in a human-dominated agro-ecosystem. *European Journal of Wildlife Research*, 63.

Fedorca A., Russo I-R.M., Ionescu O., Ionescu G., Popa M., Fedorca M., Tabor G.M.T, Curtu A.L., Bruford M.W. (2019) Inferring fine-scale spatial structure of the brown bear (*Ursus arctos*) population in the Carpathians before infrastructure development. *Nature Scientific Reports*, 9, 9494

Fedorca M. , Ionescu G., Ciocirlan E., Șofletea N., Fedorca A (2018) A simple automated approach to obtain DNA from capercaillie, brown bear and wolf faeces. *Conservation Genetic Resources*, 12

Fonseca C, Kolecki M, Merta D, Bobek B (2007) Use of line intercept track index and plot sampling for estimating wild boar, *Sus scrofa* (Suidae), densities in Poland. *Folia Zoologica*, 56, 389–398.

Gavrilov, G. (2015) Movement and activity pattern of a brown bear (*Ursus arctos* L.) tracked in Central Balkan Mountain, Bulgaria. *ZooNotes*, 70, pp.1-4.

Georgii B (1980) Home Range Patterns of Female Red Deer (*Cervus elaphus* L.) in the Alps. *Oecologia*, 47, 278–285.

Godvik IMR, Loe LE, Vik JO et al. (2009) Temporal scales, trade-offs, and functional responses in red deer habitat selection. *Ecology*, 90, 699–710.

Huber, T., Kaczensky, P., Stanisa, C., Cop, J. & Gossop, H. (1995). *Luchstemetrieprojekt Kocesvska Slowenien. Abschlussberich*. Unpublished report.

Jerina K (2012) Roads and supplemental feeding affect home-range size of Slovenian red deer more than natural factors. *Journal of Mammalogy*, 93, 1139–1148.

Karanth K.U., Gopalaswamy A., Kumar N.S., Vaidyanathan S., Nichol J.D., MacKenzie D.I. (2011) Monitoring carnivore populations at the landscape scale: occupancy modelling of tigers from sign surveys. *Journal of Applied Ecology* 2011, 48, 1048–1056

Keuling O, Stier N, Roth M (2008) Annual and seasonal space use of different age classes of female wild boar *Sus scrofa* L. *European Journal of Wildlife Research*, 54, 403–412.

Manley PN, Zielinski WJ, Schlesinger MD, Mori SR (2004) Evaluation of a multiple-species approach to monitoring species at the ecoregional scale. *Ecological Applications*, 14, 296–310.

Manly BFJ, McDonald LL, Dana L. Thomas T, McDonald rent L, Erickson WP (2002) *Resource Selection by Animals Statistical Design and Analysis for Field Studies Second*.

Marques FFC, Buckland ST, Goffin D et al. (2001) Estimating deer abundance from line transect surveys of dung: Sika deer in southern Scotland. *Journal of Applied Ecology*, 38, 349–363.

McRae, B.H., V.B. Shah, and T.K. Mohapatra (2013) Circuitscape 4 User Guide. *The Nature Conservancy*

Morellet N, Bonenfant C, Börger L et al. (2013) Seasonality, weather and climate affect home range size in roe deer across a wide latitudinal gradient within Europe. *Journal of Animal Ecology*, 82, 1326–1339.

Morris DW (2003) How can we apply theories of habitat selection to wildlife conservation and management? *Wildlife Research*, 30, 303–319.

Promberger-Fürpass B., Sürth P. & Predoiu G. 2001: Carpathian Large Carnivore Project. Annual report, Zărnești, Romania, 77 pp.

Royle, J.A., Nichols JD (2003) Estimating Abundance From Repeated Presence – Absence. *Ecology*, 84, 777–790.

Said S, Gaillard JM, Duncan P et al. (2005) Ecological correlates of home-range size in spring-summer for female roe deer (*Capreolus capreolus*) in a deciduous woodland. *Journal of Zoology*, 267, 301–308.

Scherber C, Beduschi T, Tschardt T (2019) Novel approaches to sampling pollinators in whole landscapes: a lesson for landscape-wide biodiversity monitoring. *Landscape Ecology*, 34, 1057–1067.

Smallwood KS, Fitzhugh EL (1995) A track count for estimating mountain lion *Felis concolor californica* population trend. *Biological Conservation*, 71, 251–259.

Sodeikat G, Pohlmeier K (2002) Temporary home range modifications of wild boar family groups (*Sus scrofa* L.) caused by drive hunts in Lower Saxony (Germany). *Zeitschrift für Jagdwissenschaft*, 48, 161–166.

Stephens PA, Zaumyslova OY, Miquelle DG, Myslenkov AI, Hayward GD (2006) Estimating population density from indirect sign: Track counts and the Formozov-Malyshev-Pereleshin formula. *Animal Conservation*, 9, 339–348.

\*project Life Safe Crossing (<https://life.safe-crossing.eu>)

## **7.2. Studiu de caz complex cu modele de rezistență ale peisajului la mișcarea și determinare flux de gene pentru speciile de carnivore și ierbivore**

### **7.2.1. Documentarea caracteristicilor etologice și a cerințelor ecologice**

Pentru a determina conectivitatea peisajului din perspective multiple (structural și funcțional) și la mai multe scări (locale, regionale și naționale), pentru diferite specii de ierbivore și carnivore (ex.: care utilizează teritorii diferite și care au preferințe variate), este nevoie să se combine rezultatele mai multor metode de cercetare (Churko et al. 2020, Jennings et al. 2020a, Jennings et al. 2020b). Colectarea semnelor de prezență în cadrul unei scheme de sampling oferă oportunități de a dezvolta modele statistice și de a monitoriza populațiile de animale sălbatice (McKelvey et al. 2006). Întrucât multe dintre specii sunt afectate de fragmentare, coridoarele ecologice din cadrul rețelelor de conectivitate pot asigura menținerea biodiversității și a serviciilor ecosistemice adiacente, dacă sunt stabilite pentru a sprijini mișcarea mai multor specii simultan, mai degrabă decât mișcarea unei singure specii (Liu et al. 2013, Brodie et al. 2015).

Cerințele de habitat ale speciilor sunt specifice (Fahrig et al. 2011) și nu permit generalizarea, drept urmare este foarte important să se asigure estimarea conectivității la nivel de multispecii prin combinarea rezultatelor obținute pentru fiecare dintre specii (Cushman et al. 2013), doar strategiile de conservare urmând a fi optimizate la nivelul de specie (Beier et al. 2009).

Pentru a valida rețeaua de coridoare ecologice locale și pentru a stabili funcționalitatea acestora (inclusiv utilizând probele genetice colectate non invaziv) pentru speciile căprior, cerb, mistreț, urs, lup și râs în zona tronsonului DN1 (Comarnic-Brașov), s-a extins rețeaua zonală de carioaje de 1 km x 1 km din studiul prezentat în subcapitolul 8.1. cu încă 2 km de fiecare parte a drumului. Au rezultat astfel 102 pătrate de monitorizare de 1 km x 1 km, situate de ambele părți ale drumului național DN1 și DN 73A (Fig. 15). Datele colectate din teren pe perioada deplasărilor sunt sumarizate în Figura 16.

### **7.2.2. Colectarea datelor din teren**

În cadrul acestei faze s-au colectat din teren semne de prezență (parcurgând transecte liniare de aproximativ 2 km în fiecare pătrat), obținându-se în total 480 de locații GPS și s-au instalat 6 camere cu senzori de mișcare. S-au colectat 166 de probe de fecale utilizând metode non invazive și s-a completat astfel banca de probe genetice înființată încă de la începutul acestui proiect. S-au efectuat de



asemenea deplasări în teren pentru a caracteriza structural coridoarele ecologice locale, în vederea elaborării unei metodologii comune de caracterizare.

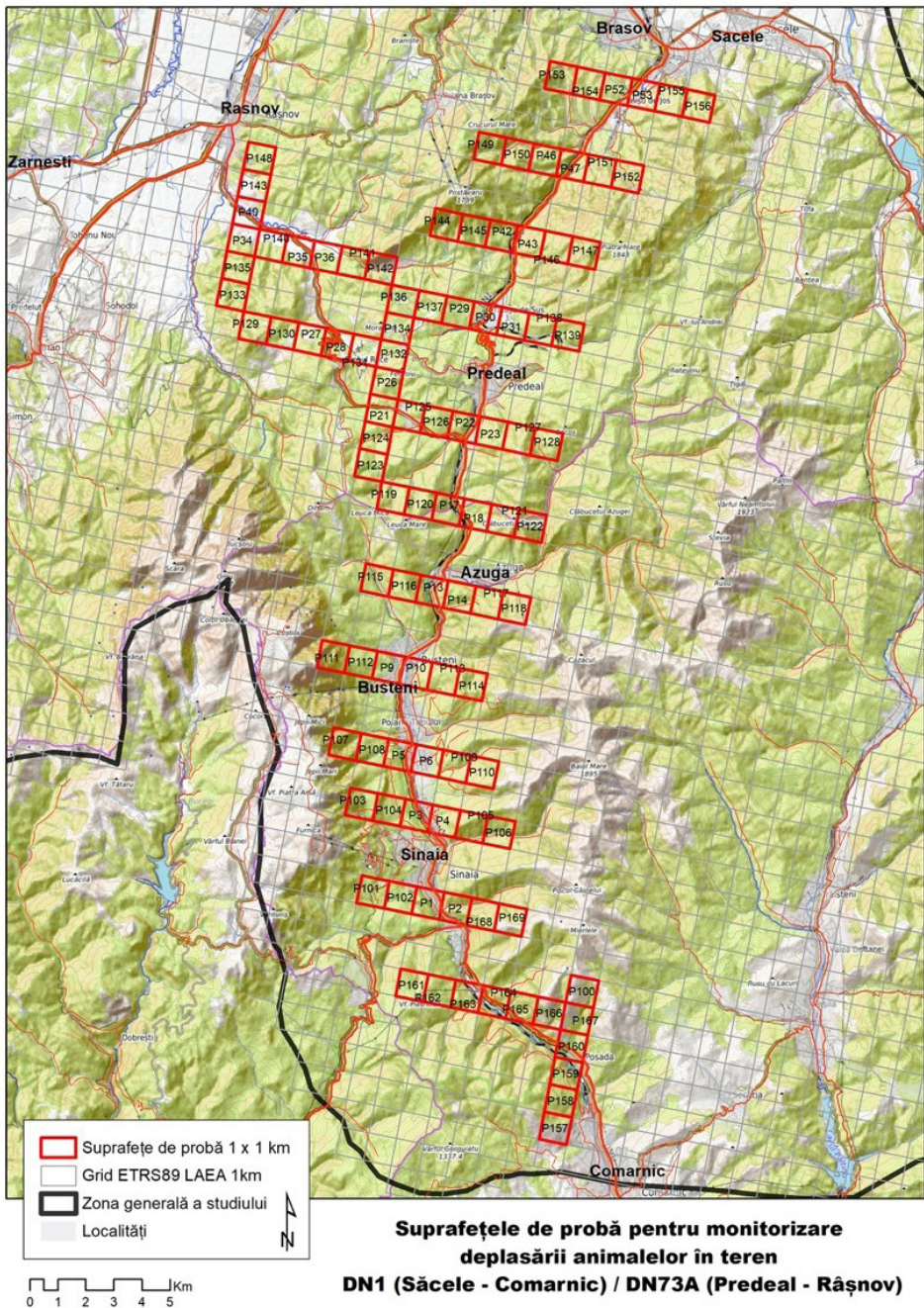


Fig. 15 Localizarea ploturilor de monitorizare la nivelul zonei de studiu

Date prezență (număr locații GPS)	Probe genetice (număr probe)	Camere cu senzori de mișcare (număr indivizi identificați)
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Urs: 151</li> <li>• Lup: 8</li> <li>• Râs: 3</li> <li>• Cerb: 151</li> <li>• Mistreț: 126</li> <li>• Căprior: 25</li> <li>• Capră neagră: 1</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Urs: 79</li> <li>• Lup: 10</li> <li>• Râs: 1</li> <li>• Cerb: 64</li> <li>• Mistreț: 33</li> <li>• Căprior: 29</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Urs: 40</li> <li>• Lup: 8</li> <li>• Râs: 2</li> <li>• Cerb: 50</li> <li>• Mistreț: 25</li> <li>• Căprior: 5</li> </ul>

Fig. 16 Extras din baza de date

### 7.2.3. Modelarea mișcării speciilor și evaluarea potențialului de mișcare în sezonul de toamnă

Variabilele care au intrat în modelarea mișcării speciilor sunt identice cu cele prezentate în subcapitolul 7.1, precum și opinia experților, datele colectate din literatura de specialitate și bineînțeles disponibilitatea datelor în format GIS.

Variabilele analizate pentru toate speciile au avut la bază următoarele hărți GIS:

- i) Corine Land Cover,
- ii) Ape,
- iii) Altitudine,
- iv) Panta,
- v) Expoziție,
- vi) Drumuri,
- vii) CFR,
- viii) Localități,
- ix) Arii protejate.

Pentru fiecare specie s-au analizat toți parametrii menționați mai sus, generându-se matrici de rezistență diferite, care au avut la bază ecologia și etologia speciilor mai sus menționate. Abordarea a fost similară cu cea din etapa anterioară, tocmai pentru a asigura comparabilitatea datelor și pentru a evita introducerea unor erori datorate anumitor parametri s-a recurs la analiza fiecărui parametru cumulându-se apoi parametrii la nivel specie, respectiv la nivel de

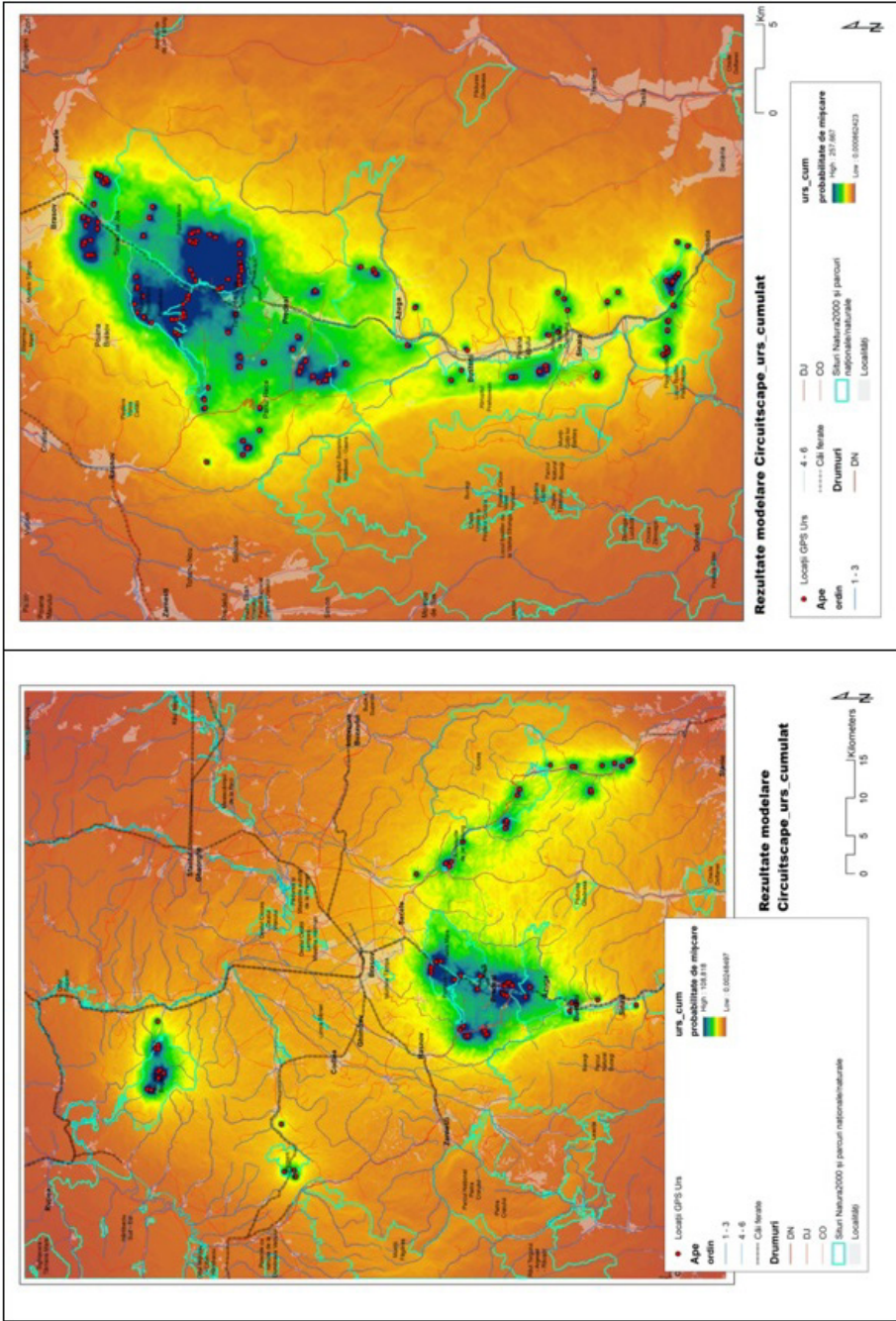


carnivore și ierbivore mari.

Hărțile raster pentru parametri menționați mai sus au fost generate la o rezoluție de 200 m x 200 m. Pentru atribuirea valorilor de rezistență la mișcarea indivizilor fiecărei celule s-a utilizat soft-ul ArcGIS, iar convertirea în fișiere ASCII s-a efectuat utilizând software-ul Circuitscape 5 (McRae et al. 2016). Valorile celulelor raster au variat între 100 și 1000, și au fost atribuite în funcție de numărul claselor din cadrul fiecărui parametru și corespunzător funcției putere. Valoarea 100 s-a atribuit celulelor cu cea mai mică rezistență la mișcare, în vreme ce valoarea 1000 a reprezentat rezistența maximă. Cifrele menționate au fost utilizate pentru fiecare parametru considerat, pentru a obține astfel valori standardizate.

Analiza comparativă a rezultatelor obținute pentru zona DN1 (tronsonul Comarnic – Brașov) și DN73 A în primăvară (Subcapitolul 7.1) și toamnă (Subcapitolul 7.2) ne va permite identificarea zonelor utilizate în mod frecvent de către specii pentru deplasare, dar și surprinderea unor zone noi de mișcare, neidentificate în modelele de mișcare generate anterior.

Astfel, pentru specia urs, se poate observa în cadrul Fig. 17, faptul că rezultatele obținute utilizând seturile de date colectate în primăvară indică o intensitate medie a mișcării speciei (albastru), în zona Timișu de Sus, în vreme ce seturile de date colectate în sezonul de toamnă arată o intensificare a mișcării (albastru intens), dar și extinderea zonei utilizate. Faptul că samplingul de colectare a fost extins, are un aport semnificativ în acest sens, însă prin această extinderea am reușit să surprindem mișcarea speciilor în interiorul habitatelor favorabile, o informație extrem de important ce ne va ajuta în a trasa limitele coridoarelor ecologice locale din cadrul rețelei de conectivitate. Dacă în modelarea potențialului de mișcare a speciei urs primăvară, zonele de mișcare erau difuze de o parte și cealaltă a celor două drumuri naționale (Fig. 17 stânga), se poate observa că în toamnă (Fig. 17 dreapta) acestea se diferențiază mult mai bine. Astfel am putut surprinde și mișcarea speciei între zonele de habitate favorabile. O analiză detaliată comparativă a celor două seturi de date va clarifica și importanța parametrilor analizați în cele două sezoane. Aceste rezultate au implicații importante atât în managementul cât și în conservarea speciei și urmează să se analizeze comparativ cu datele obținute pentru conectivitatea funcțională. Extinderea zonei de caroiaj către Posada - Comarnic a permis identificarea unei zone extrem de importante pentru conectivitatea pe tronsonul Comarnic – Brașov al DN1, o zona punctuală unde atât orografia terenului cât și soluțiile tehnice ale celor care au construit drumul național au permis construirea unui pod care asigură trecerea indivizilor, care a fost validat cu ajutorul seturilor de date independente.



**Fig. 17** Modelarea mișcării speciei urs în sezonul de primăvară la nivelul întregii suprafețe a proiectului (stânga) și în sezonul de toamnă la nivelul zonei DN1 (Comarnic – Brașov) și DN 73 A (dreapta).

În ceea ce privește specia lup, aceasta a fost mult mai greu de surprins în perioada de toamnă, fapt datorat condițiilor meteo care nu permit identificarea cu ușurință a urmelor. Dacă primăvara, prezența zăpezii determină imprimarea urmelor și recunoașterea cu ușurință, toamnă acestea sunt mult mai greu de identificat.

Este foarte important de subliniat faptul că exemplare de lup au fost identificate cu ajutorul camerelor cu senzori de mișcare, însă pentru a evita introducerea unor erori în analiza seturilor de date, am considerat aceste date seturi complementare și le-am utilizat în validarea coridoarelor locale. În Fig. 18 se poate observa faptul că rezultatele modelării preferinței la mișcare a speciei în primăvară (stânga) sunt similare cu cele rezultate în cadrul acestei faze (dreapta). Atât zona Predeal – Azuga precum și zona Pârâul Rece fiind identificate în ambele modele ca zone favorabile pentru mișcare (culoare albastru închis).

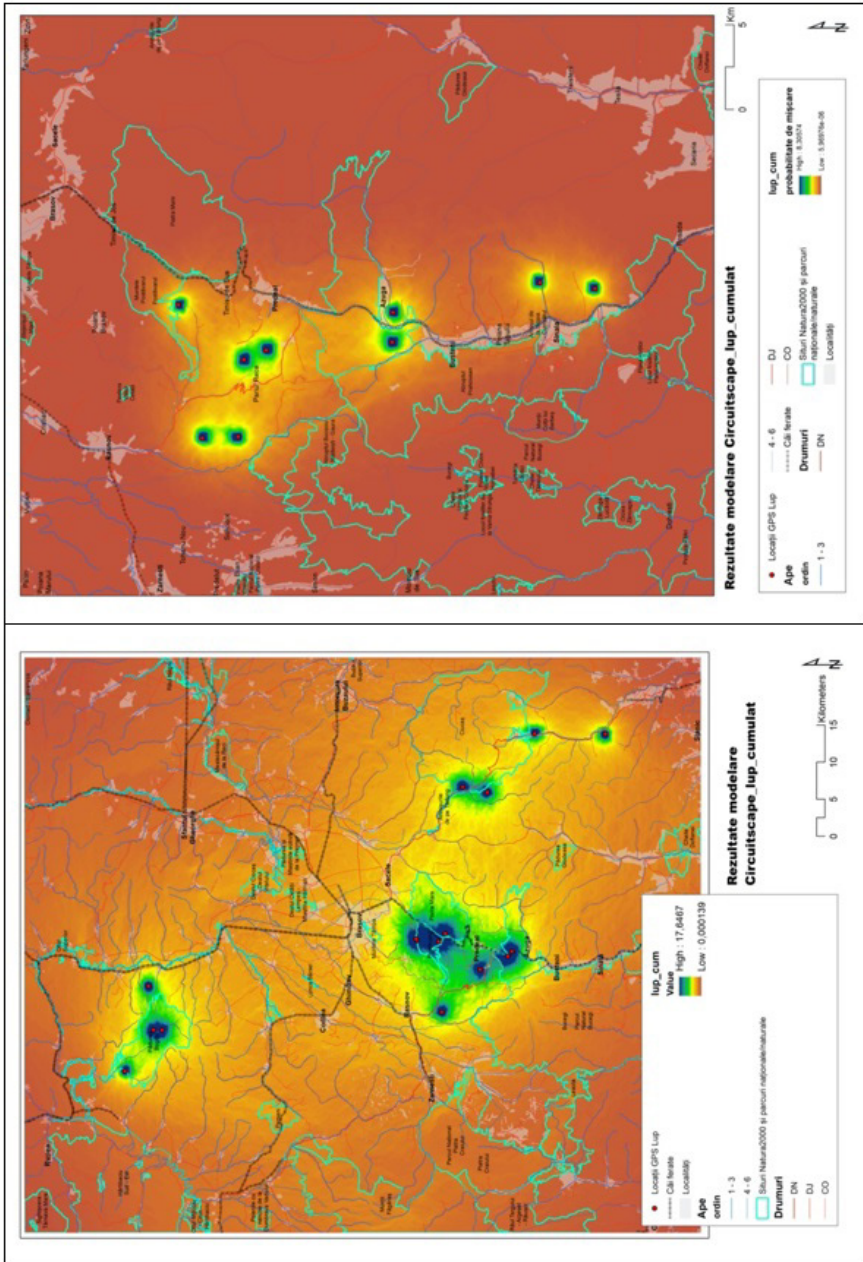
Pentru specia râs s-au identificat punctual 3 semne de prezență (Fig.19, dreapta), rezultatele din primăvară fiind de asemenea sumare. Drept urmare nu se poate interveni cu interpretarea preferinței la mișcare a speciei. Însă, după cum putem observa analizând comparativ Figurile 17 – 19, zonele punctuale unde s-au identificat exemplare de râs se suprapun cu zonele preferate pentru mișcare de către celelalte două carnivore urs și lup. Aceste rezultate au implicații importante în managementul și conservarea carnivorelor și integrarea cerințelor punctuale și particulare ale celor trei specii atunci când se consideră adoptarea unor coridoare ecologice reprezintă o necesitate, mai ales în contextul dezvoltării infrastructurii.

În ceea ce privește specia cerb, datele colectate în sezonul de toamnă au fost în număr mult mai mare și au acoperit o zonă extinsă, bineînțeles fapt datorat și extinderii rețelei de carioaje. Comparativ cu rezultatele din primăvară, se diferențiază clar Azuga – Predeal ca și zonă de conectivitate, precum și o zonă adiacentă Pârâului Rece (Fig. 20). Zona Posada a rezultat și în acest caz ca fiind de mare importanță pentru mișcarea specie. Așa cum se poate observa, zonele rezultate ca fiind favorabile mișcării pentru specia cerb, se suprapun în mare măsură peste cele ale carnivorelor.

Așa cum se poate observa în cadrul Figurii 21, zonele favorabile mișcării pentru specia mistreț sunt mai bine delimitate (albastru intens) în cadrul modelelor de predicție a mișcării din toamnă (dreapta). Modelul pentru această specie este similar cu cel obținut pentru specia cerb (Fig. 20), Azuga – Predeal, Pârâul Rece și Posada fiind confirmate și aici ca zone de conectivitate.

Pentru specia căprior, rezultatele obținute în cadrul modelărilor seturilor de date colectate în toamnă nu indică o preferință clară pentru anumite zone de conectivitate (Fig. 22). Bineînțeles, acest lucru este explicat prin etologia speciei,

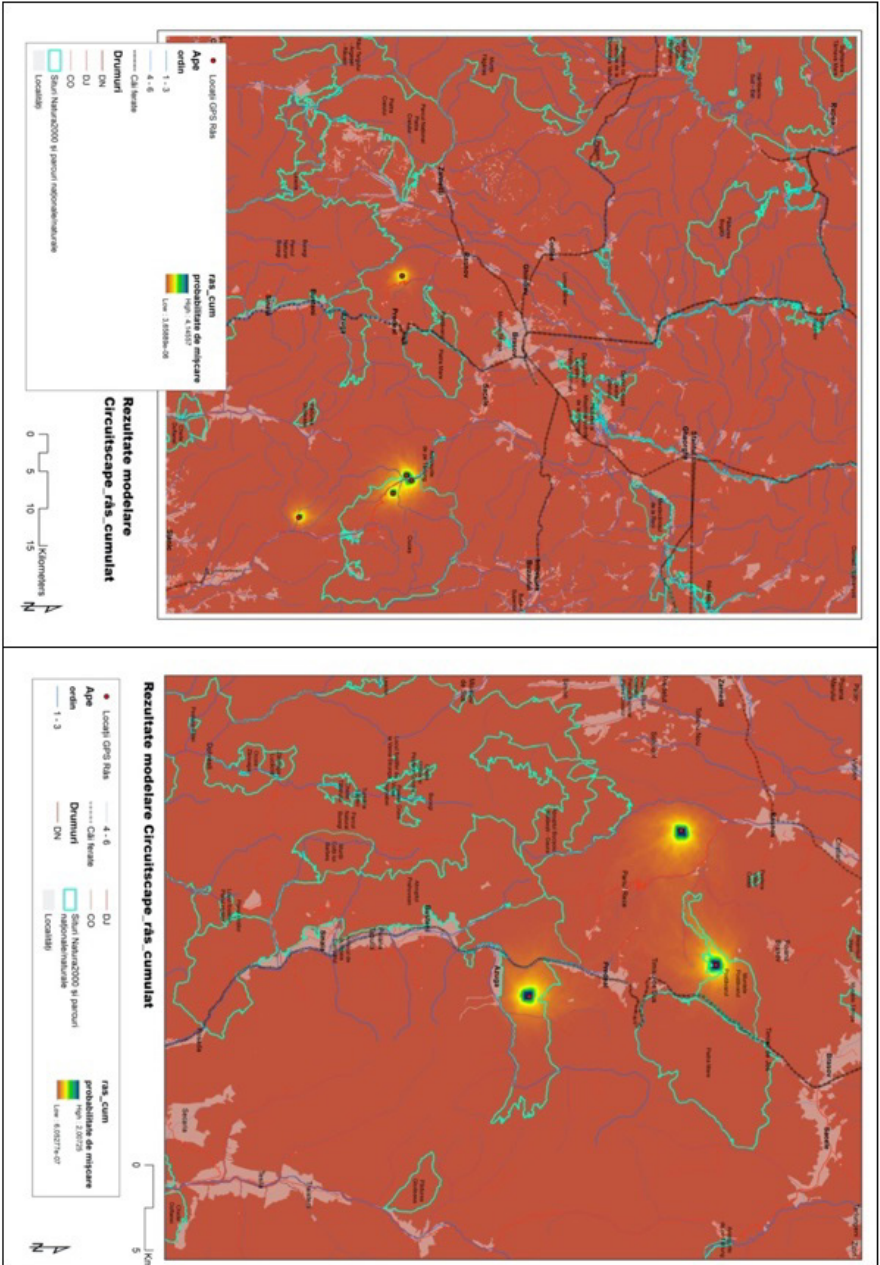
deplasările speciei realizându-se pe distanțe mici (de la 6 la 12 km) (Mysterud 1999). Introducerea acestei specii la cumularea datelor obținute pentru cerb și mistreț va permite includerea cerințelor particulare și asigurarea zonelor optime de mișcare. Ba mai mult, datorită faptului că speciile pradă determină mișcarea carnivorelor, acestea trebuie incluse în toate analizele de conectivitate.



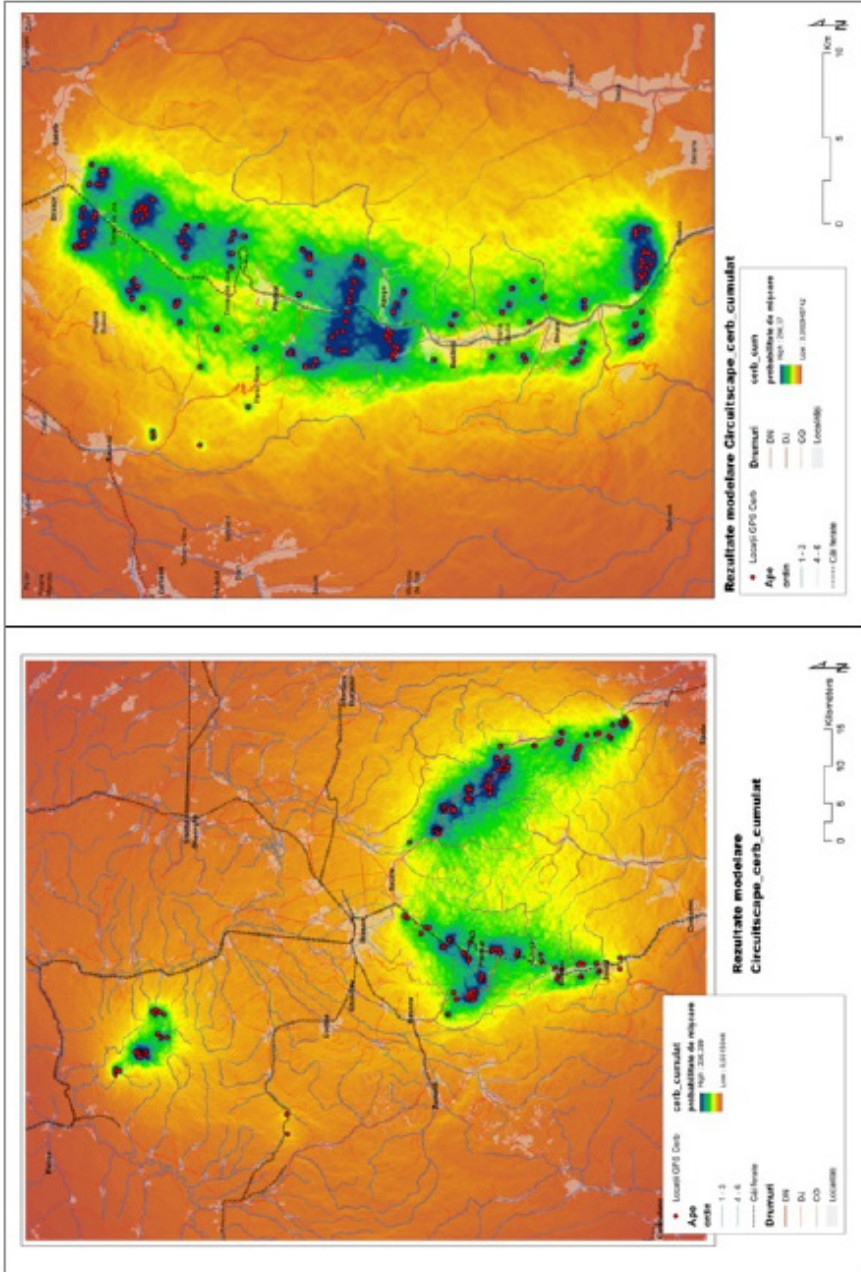
**Fig. 18** Modelarea mișcării speciei lup în sezonul de primăvară la nivelul întregii suprafețe a proiectului (stânga) și în sezonul de toamnă la nivelul zonei DNI (Comarnic – Brașov) și DN 73 A (dreapta).



Cumularea informațiilor obținute pe specie la nivel de multispecii ar trebui să fie o cerință a tuturor analizelor de conectivitate indiferent de scara la care se realizează acestea (locală, regional sau națională). Astfel, rezultatele obținute pentru speciile urs, lup și râs s-au cumulat pentru a genera harta cumulativă cu predicția mișcării pentru speciile de carnivore (Fig. 23). Spre deosebire

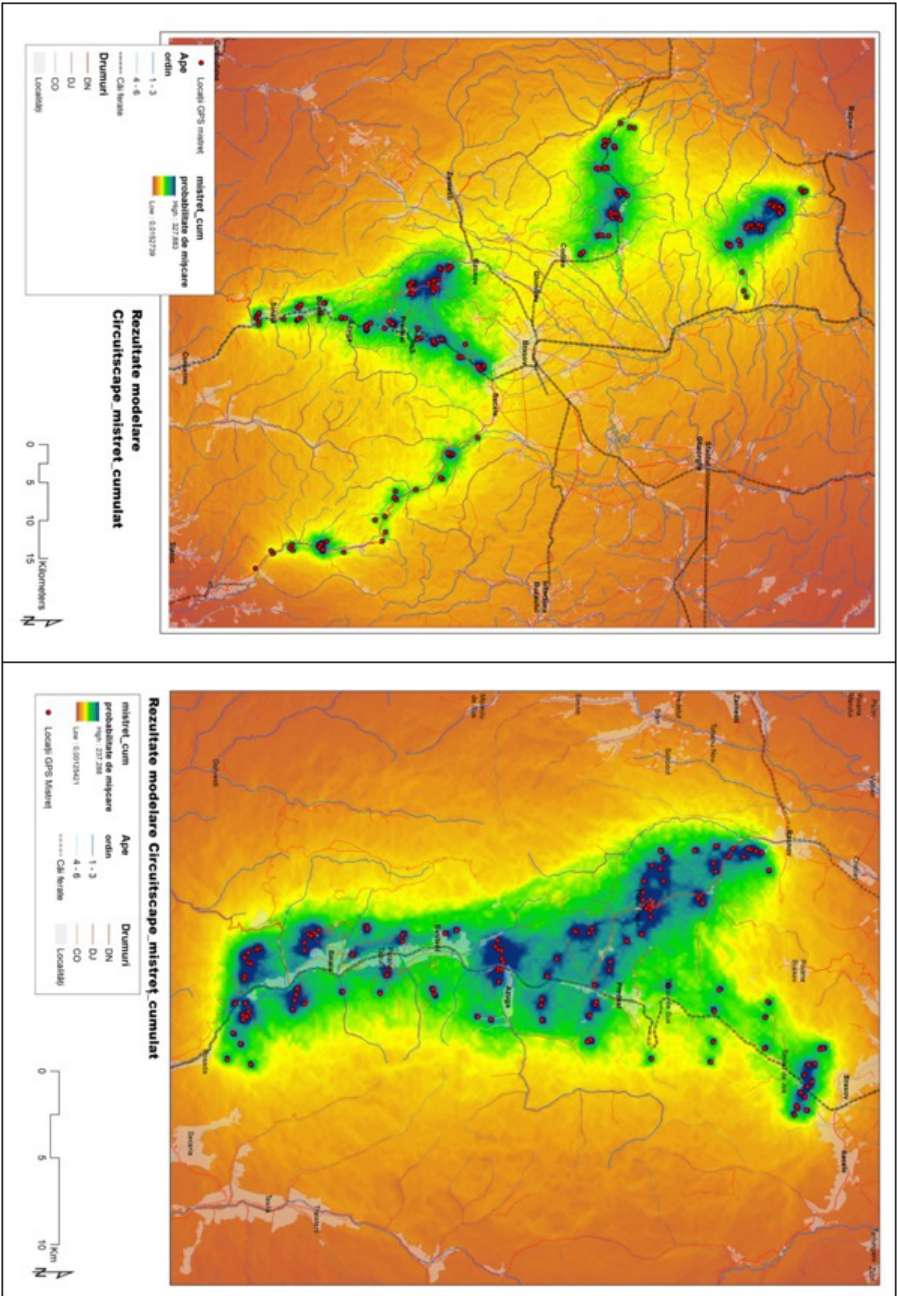


de modelele rezultate anterior cu predicția mișcării speciilor în sezonul de primăvară, putem observa faptul că zona Posada reprezintă o zonă importantă pentru conectivitate (Fig. 23 dreapta). Este important de menținut faptul că s-a reușit surprinderea unor zone de mișcare sezoniere pentru carnivore astfel: i) zona Predeal reprezintă o zonă focală pentru mișcarea carnivorelor primăvara,



**Fig. 20** Modelarea mișcării speciei cerb în sezonul de primăvară la nivelul întregii suprafețe a proiectului (stânga) și în sezonul de toamnă la nivelul zonei DNI (Comarnic – Brașov) și DN 73 A (dreapta).

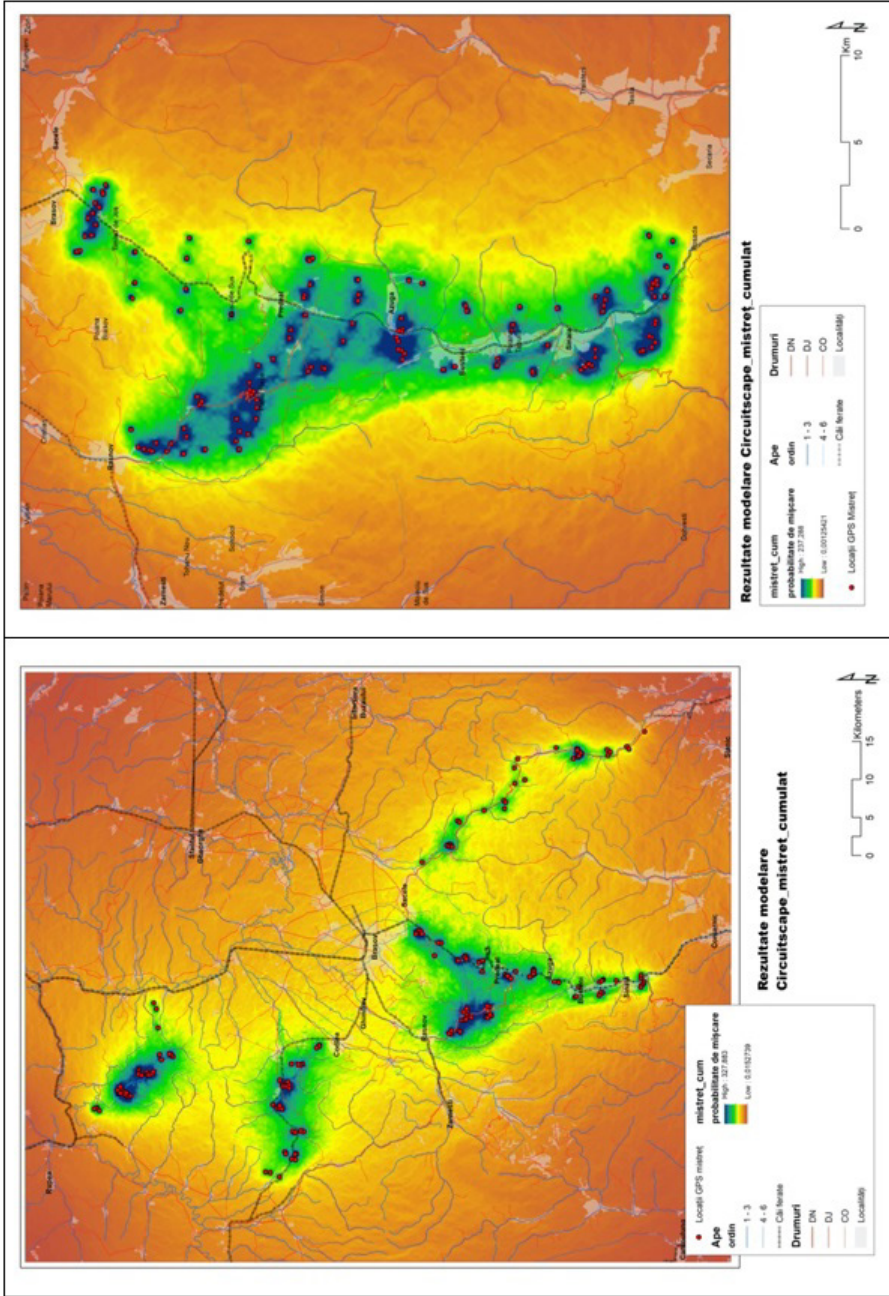
în vreme ce toamna mișcarea este mai mult concentrată în zona Pârâului Rece;  
 ii) Timișul de Sus reprezintă o zonă focală pentru mișcarea carnivorelor în perioada de toamnă, în vreme ce în perioada de primăvară intensitatea mișcării este semnificativ mai redusă; iii) o zonă nouă de mișcare a carnivorelor identificată doar în perioada de toamnă este situată între Poiana Țapului și



**Fig. 21** Modelarea mișcării speciei mistreț în sezonul de primăvară la nivelul întregii suprafețe a proiectului (stânga) și în sezonul de toamnă la nivelul zonei DNI (Comarnic – Brașov) și DN 73 A (dreapta)

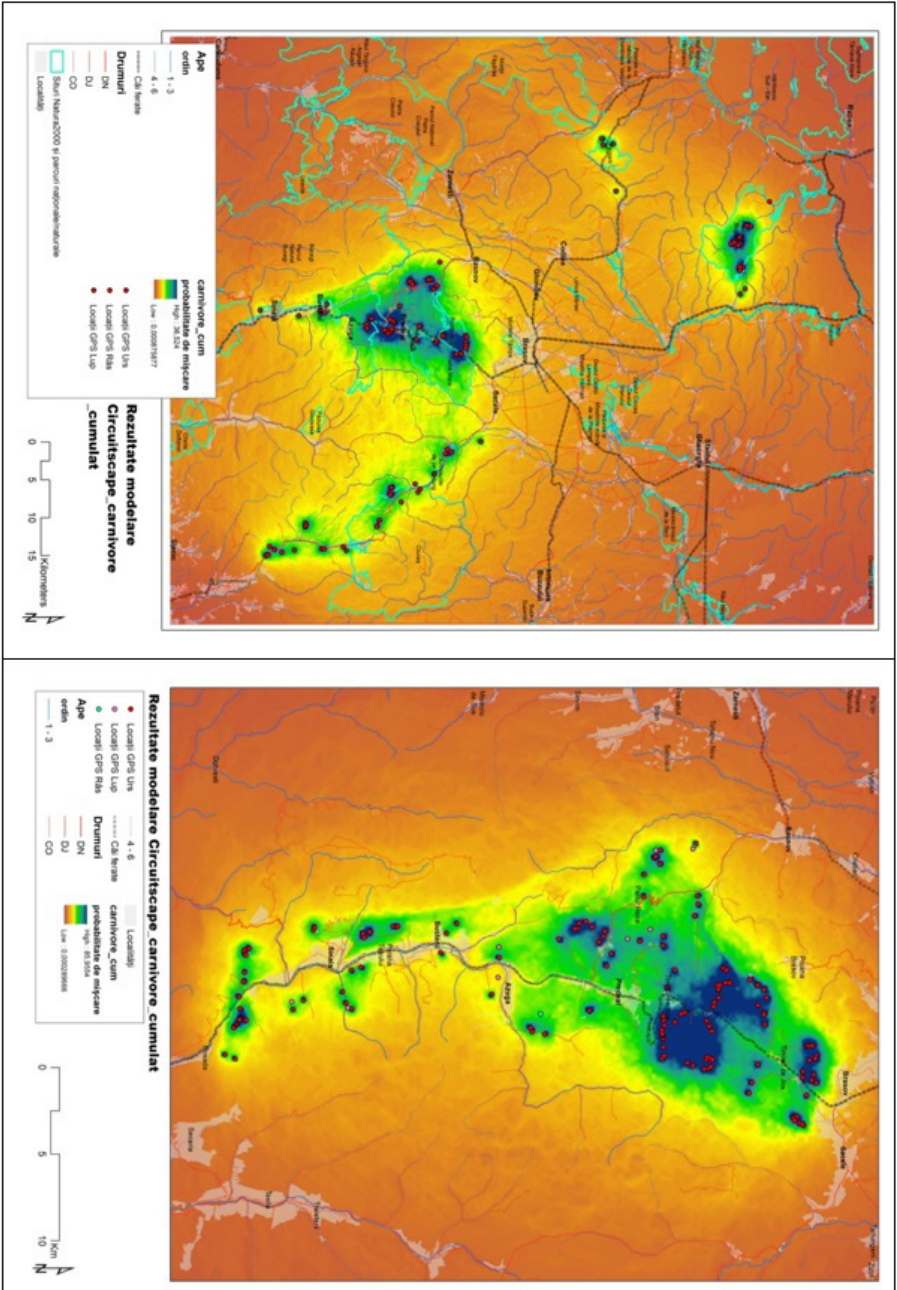


Sinaia. Rezultatele potențialului de mișcare al carnivorelor mari în două sezoane diferite, completate ulterior și cu alte date colectate și în alte sezoane, poate permite nu doar elaborarea celor mai bune măsuri de conectivitate ci și a unor măsuri de management adaptativ, cu beneficii pe termen lung atât pentru specii cât și pentru comunitățile locale prin reducerea conflictelor.



**Fig. 22** Modelarea mișcării speciei căprior în sezonul de primăvară la nivelul întregii suprafețe a proiectului (stânga) și în sezonul de toamnă la nivelul zonei DN1 (Comarnic – Brașov) și DN 73 A (dreapta).

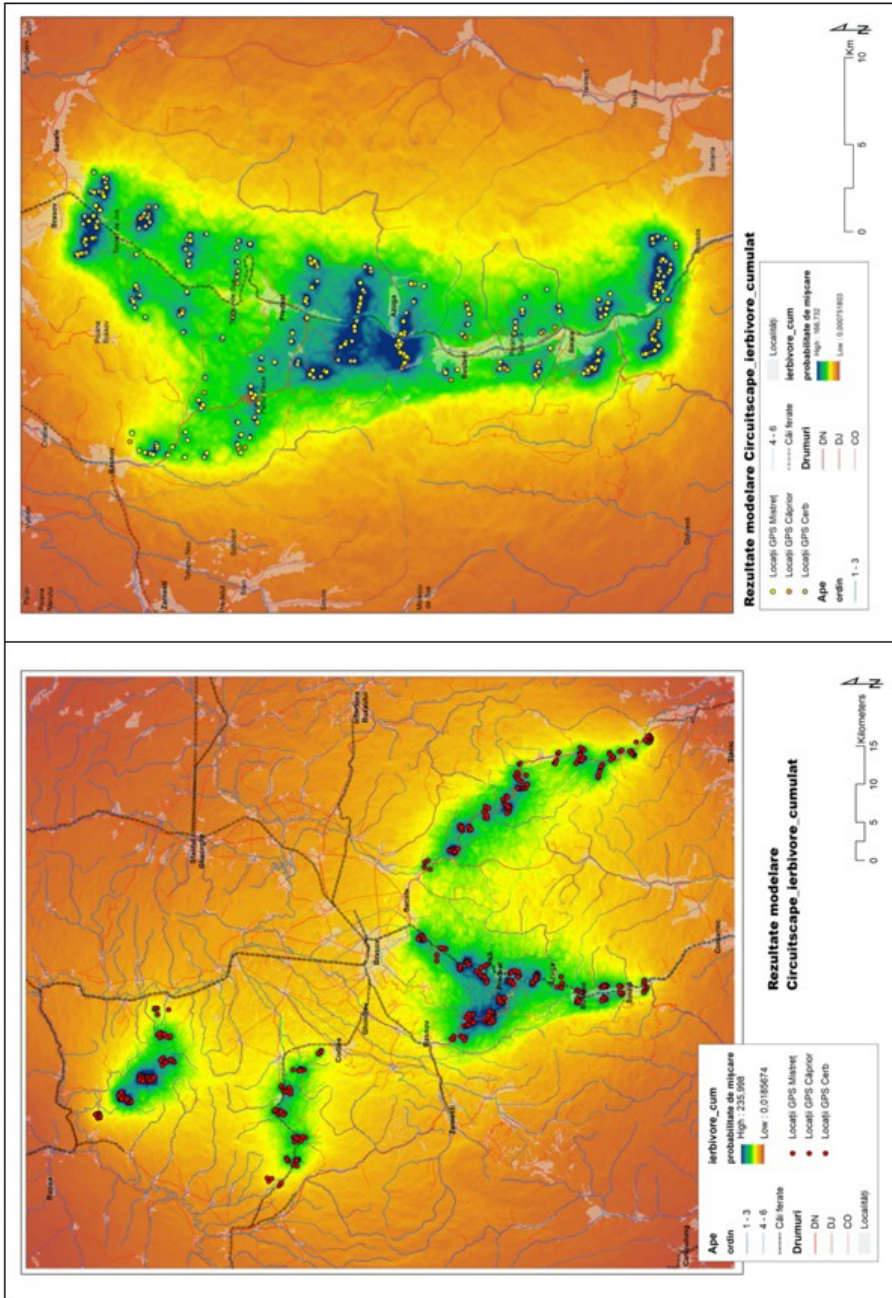
Rezultatele modelării predicției de mișcare a speciilor cerb, mistreț și căprioară s-au cumulat pentru a fi analizate la nivel de specii pradă (sau ierbivore). Modelele predictive din sezonul de toamnă au permis delimitarea clară a unor zone de importanță pentru aceste specii astfel: i) zona Azuga reprezintă o zonă vitală pentru asigurarea mișcării mai ales în perioada de toamnă, în primăvară



**Fig. 23** Modelarea mișcării speciilor de carnivore în sezonul de primăvară la nivelul întregii suprafețe a proiectului (stânga) și în sezonul de toamnă la nivelul zonei DNI (Comarnic – Brașov) și DN 73 A (dreapta).

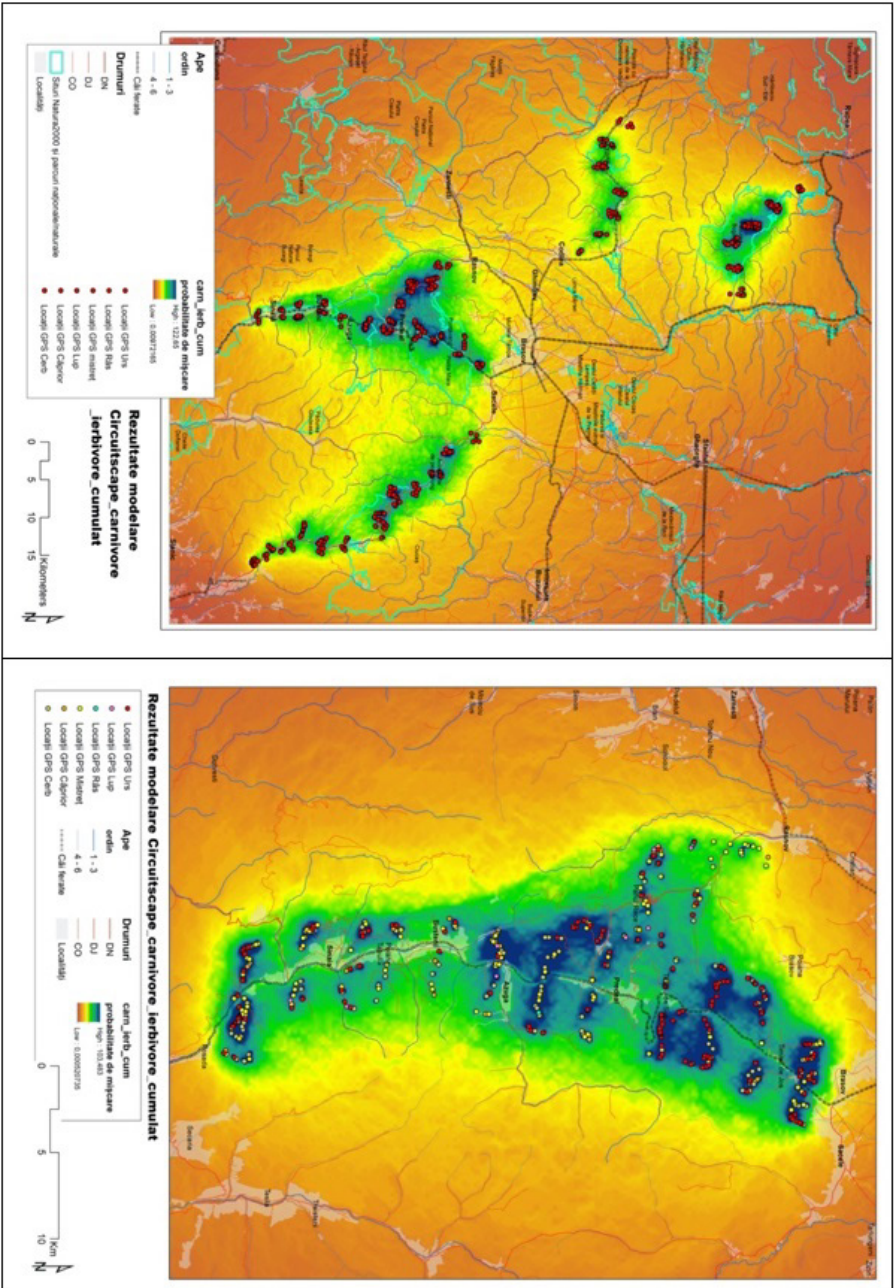


predicțiile mișcării fiind de intensitate redusă; ii) zona Predeal reprezintă o zonă cu particularități ale mișcării speciilor în funcție de sezon. Toamna mișcarea este mult mai amplă în jurul localității Predeal, în vreme ce primăvara este mai amplă în zona Pârâul Rece și Timișu de Sus; iii) în general se poate observa că mișcările ierbivorelor sunt mai dispersate de la drum și se concentrează mai mult



**Fig. 24** Modelarea mișcării speciilor de ierbivore în sezonul de primăvară la nivelul întregii suprafețe a proiectului (stânga) și în sezonul de toamnă la nivelul zonei DNI (Comarnic – Brașov) și DN 73 A (dreapta).

în interiorul habitatelor favorabile, în vreme ce primăvara aceste mișcări sunt localizate mai ales în apropierea drumului. Acesta este și unul dintre motivele pentru care am recurs la extinderea rețelei de eșantionaj, pentru a determina dacă se validează această ipoteză. Noi date se vor colecta în primăvara viitoare pe rețeaua de eșantionaj extinsă și vom asigura astfel o mai bună comparabilitate.



În ceea ce privește modelarea mișcării speciilor de carnivore și ierbivore (pradă), se poate observa o diferență foarte clară în ceea ce privește mișcarea sezonieră. Modelele predictive din sezonul de toamnă au permis delimitarea unor zone de importanță pentru aceste specii astfel: i) zona Timișul de Jos este o zonă cu concentrații mari ale mișcării speciilor datorată prezenței fagului și a fructificației abundente din acest an și astfel riscul de accidente este unul foarte ridicat (2 urși loviți de tren, și 3 lupi loviți de mașină); ii) zona Azuga reprezintă o zonă cu intensitate maximă a mișcării pentru multispecii și este vitală pentru a asigura conectivitatea peste DN1; iii) zona Pârâul Rece este de asemenea extrem de importantă pentru a asigura mișcarea speciilor; iv) zona Posada a fost validată pentru mișcarea mai multor specii. Două nuclee importante pentru deplasarea în interiorul habitatelor favorabile (Postăvarul și Piatra Mare) au fost surprinse prin extinderea rețelei de caroiaj și au fost validate utilizând camere foto cu senzori de mișcare.

#### **7.2.4. Caracterizarea structurală a coridoarelor ecologice locale delimitate în teren**

##### **7.2.4.1. Analiza potențialului de mișcare din primăvară la nivelul zonei de studiu (DN1 Comarnic – Brașov) și DN 73 A, prin integrarea rezultatelor colectate în cadrul proiectelor anterioare**

S-au analizat datele anterioare din cadrul acestui proiect, datele regionale rezultate din proiectul COREHABS, cele elaborate în cadrul proiectului BEARCONNECT, cele din Life for Bear și Life Safe Crossing pentru a construi imaginea de ansamblu a zonelor de conectivitate (Fig. 26). Inițial coridoarele Azuga și Pârâul Rece au fost delimitate având la bază mișcarea de primăvară, însă s-a considerat oportună retrasarea limitelor considerând atât datele privind potențialul de mișcare din toamnă, cât și realitatea din teren și funcționalitatea structurală a acestora. A fost verificată în teren zona de la Timișul de Jos, care a rezultat atât în cadrul cercetărilor anterioare cât și în cadrul modelelor de predicție a mișcării în sezonul de toamnă. În cadrul proiectului Life Safe Crossing s-a instalat un gard virtual pentru a preveni și a reduce producerea accidentelor de tip vehicul – faună sălbatică. Așa cum se poate observa în Fig. 26, mortalitățile datorate accidentelor vehicul/tren – animal sălbatic la speciile urs, căprior și mistreț sunt răspândite în întreaga regiune, ca urmare a faptului că presiunea traficului feroviar și rutier este foarte mare, iar măsurile locale (așa cum este și



cazul celei din Life Safe Crossing) în zonele focale de conectivitate au devenit o necesitate, cu implicații directe asupra siguranței traficului rutier și feroviar.

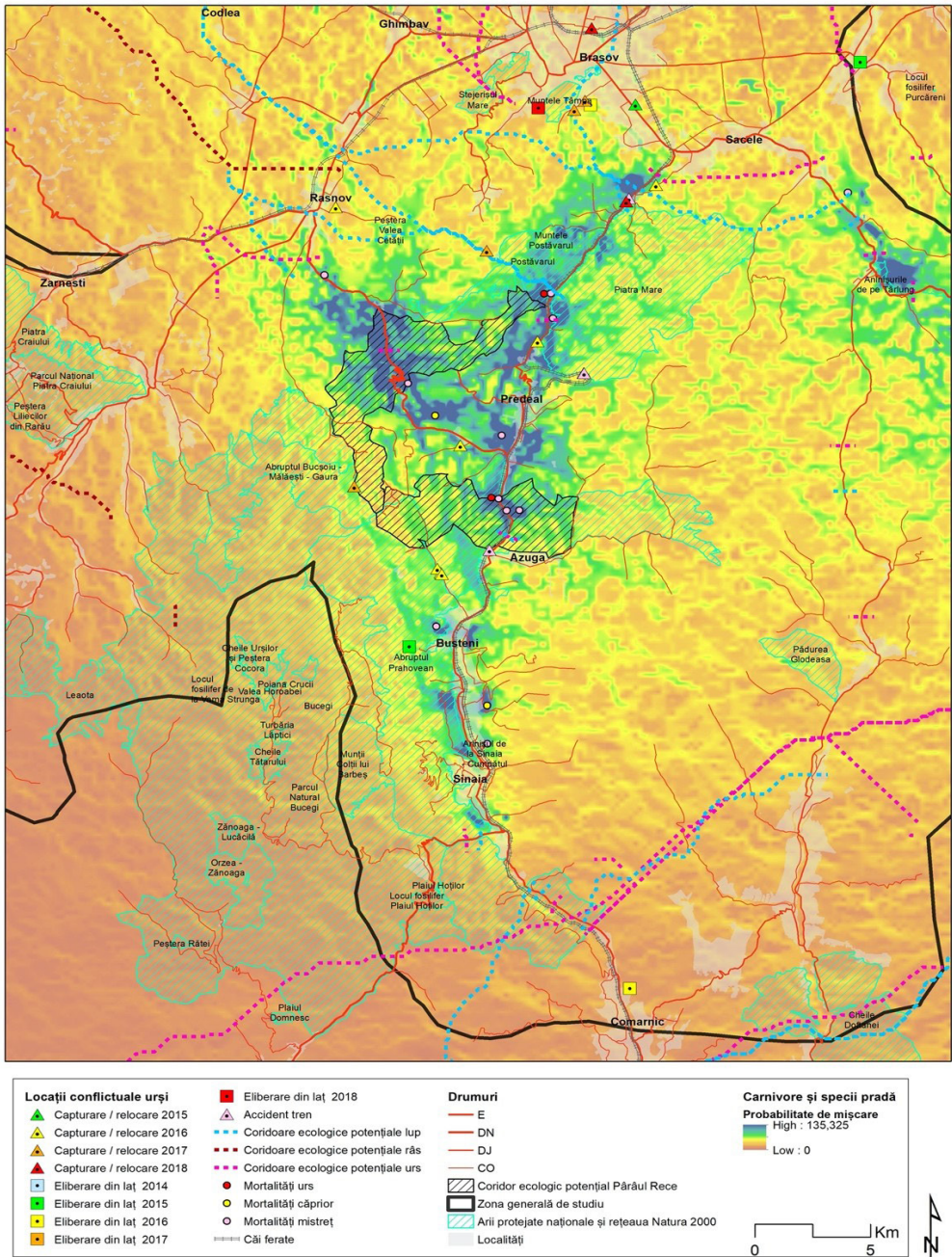


Fig. 26 Coridoare ecologice locale determinate prin integrarea rezultatelor modelării mișcării speciilor (primăvară) și a rezultatelor obținute în cadrul unor proiecte de cercetare.

#### **7.2.4.2. Analiza potențialului de mișcare din toamnă la nivelul zonei de studiu (DN1 Comarnic – Brașov) și DN 73 A prin integrarea rezultatelor obținute în determinarea zonelor care sunt funcționale atât din punct de vedere al structurii cât și al calității**

S-au delimitat coridoarele ecologice locale de maximă importanță pentru speciile analizate, considerând atât rezultatele modelelor de predicție a mișcării din primăvară și din toamnă, dar și elementele structurale care reflectă realitatea din teren. Astfel, au rezultat în zona DN1 (Comarnic – Brașov) și DN73 A 3 coridoare ecologice: 1) Pârâul Rece: s-au retrasat limitele acestui coridor, datorită faptului că trebuia să se prevadă asigurarea trecerii indivizilor peste infrastructura existentă, în partea Nordică a coridorului la intersecția cu DN1, pentru a facilita mișcarea multidirecțională a speciilor. În prezent, confirm limitelor structurale coridorul Pârâul Rece asigură conectivitatea pentru speciile analizate i) între Parcul Natural Bucegi și situl Natura 2000 Postăvarul; ii) situl Natura 2000 Postăvarul și situl Natura 2000 Piatra Mare; iii) între Parcul Natural Bucegi și situl Natura 2000 Piatra Mare. Acest coridor este conectat în partea Sudică cu 2) coridorul Azuga (care se suprapune parțial peste situl Natura 2000 Bucegi), care asigură conectivitatea între Parcul Natural Bucegi și situl Natura 2000 Postăvarul. Acest coridor reprezintă singura zonă intactă din punct de vedere al conectivității (și cu perspective de menținere) peste DN1. Cel de-al treilea coridor este 3) Posada, un coridor ecologic local utilizat de către mai multe specii în zone punctuale (poduri existente sub DN1) pentru a se deplasa dinspre/înspre Parcul Natural Bucegi către/dinspre Munții Baiului.

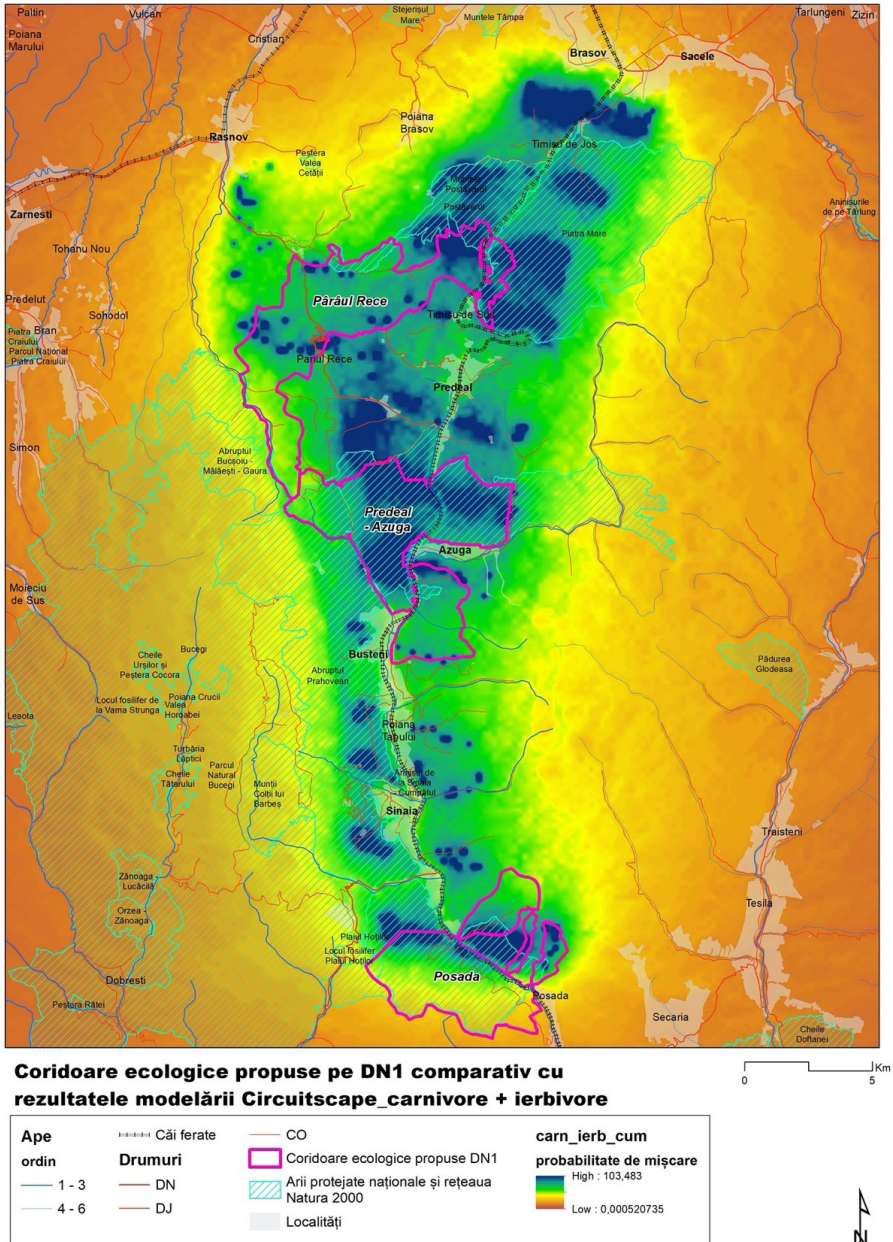
Analiza structurală a coridoarelor ecologice din cadrul rețelei de conectivitate a indicat următoarele:

- Pârâul Rece: totalizează 3396.65 ha, mai mult de 60% din suprafață o ocupă pădurile mixte și cele de foioase, urmate de conifere (14.35 %) și alte categorii (pășuni, păduri de tranziție etc.)
- Azuga: totalizează 3403.06 ha, aproximativ 92% din suprafață o ocupă pădurile mixte și cele de foioase, urmate de alte categorii (păduri de conifere, pășuni, etc.)
- Posada: totalizează 2387.57 ha, aproximativ 95% din suprafață o ocupă pădurile mixte, de foioase și de conifere, urmate de alte categorii (pășuni, păduri de tranziție etc.)

Așa cum se poate observa, conectivitatea zonală are la bază o matrice complexă constituită din arii protejate, parcuri naturale, și bineînțelese coridoarele ecologice. Având la bază cel mai nou ghid de desemnare a coridoarelor ecologice în cadrul rețelelor ecologice de conectivitate elaborat de IUCN (<https://portals>.



iucn.org/library/sites/library/files/documents/PAG-030-En.pdf), la care INCDS Marin Drăcea a contribuit activ, este necesar să se întocmească documentația de desemnare a celor 3 coridoare identificate, însă nu înainte de a asigura încă



**Fig. 27** Limitele coridoarelor ecologice locale determinate prin integrarea rezultatelor modelării mișcării speciilor și determinarea zonelor care sunt funcționale atât din punct de vedere al structurii cât și al calității (toamnă).

un sezon de colectare de date din teren (iarnă – primăvară 2020-2021) și de a integra toate seturile de informații, considerându-se inclusiv retrasarea limitelor acolo unde apar particularități. Se estimează că anul viitor se vor putea definitiva limitele acestor coridoare locale, cu un rol vital în asigurarea conectivității în interiorul arcului carpatic pentru toate speciile analizate.

Mai departe s-a extras din ArcGIS caracterizarea structurală (Tab. 1) a fiecărui coridor delimitat în cadrul Fig. 26.

Tabelul 1. Caracterizarea structurală a coridoarelor locale de pe DN1 (Comarnic – Brașov) și DN 73 A

Cod Corine Land Cover	Nomenclator Corine Land Cover	Denumire coridor	Suprafața (ha)	Procent în coridor (%)	Altitudine minimă	Altitudine maximă	Altitudine medie
313	Mixed forest	Pârâul Rece	1,328.18	39.10	780	1,531	1,016
311	Broad-leaved forest		1,098.57	32.34	719	1,436	948
312	Coniferous forest		487.53	14.35	780	1,572	1,026
231	Pastures		286.96	8.45	710	1,522	951
324	Transitional woodland-shrub		113.43	3.34	775	1,254	952
242	Complex cultivation patterns		40.99	1.21	777	878	818
333	Sparsely vegetated areas		32.45	0.96	908	1,438	1,195
142	Sport and leisure facilities		8.30	0.24	842	1,057	989
112	Discontinuous urban fabric		0.24	0.01	831	850	839
TOTAL			3,396.65				

Cod Corine Land Cover	Nomenclator Corine Land Cover	Denumire coridor	Suprafața (ha)	Procent în coridor (%)	Altitudine minimă	Altitudine maximă	Altitudine medie
313	Mixed forest	Posada	1,407.90	58.97	685	1,437	1,013
312	Coniferous forest		499.13	20.91	750	1,587	1,214
311	Broad-leaved forest		378.02	15.83	638	1,506	1,027
511	Water courses		38.64	1.62	627	757	694
321	Natural grasslands		36.00	1.51	815	1,588	1,284
112	Discontinuous urban fabric		20.82	0.87	698	795	740
324	Transitional woodland-shrub		7.06	0.30	753	1,172	1,029
TOTAL			2,387.57				
313	Mixed forest		2,835.79	83.33	890	1,531	1,164
311	Broad-leaved forest		323.68	9.51	954	1,481	1,257
231	Pastures		109.55	3.22	921	1,556	1,334
312	Coniferous forest		77.86	2.29	1,025	1,576	1,464
242	Complex cultivation patterns		33.77	0.99	892	972	926
321	Natural grasslands		20.89	0.61	1,380	1,509	1,461
112	Discontinuous urban fabric		1.08	0.03	907	1,035	946
324	Transitional woodland-shrub		0.44	0.01	1,346	1,403	1,382
TOTAL			3,403.06				

## 7.2.5. Caracterizarea conectivității funcționale a coridoarelor ecologice locale din cadrul rețelei de conectivitate prin analizarea probelor colectate non-invaziv

### o Analiza genetică a probelor colectate non invaziv

#### • Mistreț (*Sus scrofa*)

S-au analizat 33 de probe de fecale colectate până în prezent în cadrul proiectului. S-au utilizat 2 multiplexe cu markeri genetici (11 STR) care amplifică secvențe ale genomului speciei astfel: SW1701, SW1517, SW1129, SW986, S0008, SW828, SW1465, SW1492, SW1514, SW2496, SW2021 (Lowden et al. 2002, Ferreira et al. 2009). Din cele 33 de probe de fecale, care au avut o vechime estimată de către operator între 1 și 7 zile, s-a reușit genotiparea a 3 indivizi unici. Având în vedere numărul foarte mic de indivizi genotipați, nu s-au rulat analize de detaliu pentru a determina structura populațională sau alți indici ai diversității genetice.

#### • Lup (*Canis lupus*)

S-au analizat 10 probe de fecale colectate până în prezent în cadrul proiectului. S-au utilizat 2 multiplexe cu markeri genetici (12 STR) care amplifică secvențe ale genomului nuclear a speciei astfel: FH2054, MS34A, MS34B, MS41A, MS41B, FH2079, vWF, FH2088, FH2001, FH2010, mcph2, mcph12 (Shibuya et al. 1994, Francisco et al. 1996, Sundqvist et al. 2001, Flagstad et al. 2003). Din cele 10 de probe de fecale, care au avut o vechime estimată de către operatori între 1 și 10 zile, s-a reușit genotiparea a 2 indivizi unici. Având în vedere numărul foarte mic de indivizi genotipați, nu s-au rulat analize de detaliu pentru a determina structura populațională sau alți indici ai diversității genetice.

#### • Urs (*Ursus arctos*)

S-au analizat 79 de probe de fecale colectate până în prezent în cadrul proiectului. S-au utilizat 4 multiplexe cu markeri genetici (17 STR) care amplifică secvențe ale genomului nuclear a speciei astfel: Mu50, Mu59, Mu09, Mu10, Mu15, G10B, G10L, G1A, Mu51, G10J, G10M, Mu61, G10X, G10C, G10D, G10P și markerul pentru determinarea sexului SRY (Paetkau et al. 1995, Taberlet et al. 1997, Paetkau et al. 1998, Bellemain & Taberlet 2004, Van Oosterhout et al. 2004). Din cele 79 de probe de fecale, care au avut o vechime estimată de către operatori între 1 și 10 zile, s-a reușit genotiparea a 63 de indivizi dintre care au fost menținuți în analize 60 de indivizi cu genotipuri unice.

- Cerb (*Cervus elaphus*)

S-au analizat 64 de probe de fecale colectate până în prezent în cadrul proiectului. S-au utilizat 2 multiplexe cu markeri genetici (13 STR) care amplifică secvențe ale genomului nuclear a speciei astfel: TGLA94, RT1, RT13, OarFCB193, MB25, CSSM43, NVHRT48, BM302, NVHRT73, OarFCB304, BM203 și BM4208 (Bishop et al. 1993, S.S. Toldo et al. 1993, Talbot et al. 1996). Din cele 64 de probe de fecale, care au avut o vechime estimată de către operatori între 1 și 8 zile, s-a reușit genotiparea a 21 de indivizi, dintre care 19 au fost menținuți în analize (2 probe fiind identificate ca aparținând aceluiași exemplare).

Probele de căprior și râs, precum și alte tipuri de probe (bursuc, vulpe etc.) nu s-au prelucrat în cadrul acestei faze.

### 7.2.6. Analiza structurii populaționale și a fluxului de gene cu implicații directe pentru conectivitatea funcțională

- Urs (*Ursus arctos*)

Parametrii diversității genetice, structura spațială și izolarea prin distanță s-au determinat cu ajutorul software-ului GenAlEx (Peakall & Smouse 2012) pentru toate speciile.

Pentru specia urs, valorile înregistrate au fost similare cu cele obținute de către (Fedorca et al. 2019) și (Cotovelea et al. 2015), numărul de alele a variat între 5 (G10X și G10M) și 11 (G10C), iar heterozigoția așteptată a înregistrat valori ușor mai mici, rezultat care poate fi atribuit numărului mare de masculi din cadrul studiului. Însă, este nevoie să se ruleze analize de mai mare precizie pentru a elabora o concluzie în acest sens, având în vedere că numărul de markeri este considerabil mai mic decât cel utilizat în studiile anterioare.

Tabel 2. Parametrii diversității genetice pentru specia urs în zona proiectului

Locus	N	Na	Ne	Ho	He	F
G10C	60	11	5.970	0.867	0.833	-0.041
G10D	57	9	6.783	0.912	0.853	-0.070
G10P	50	7	3.965	0.820	0.748	-0.097
G1A	60	6	4.319	0.717	0.768	0.067
MU51	60	6	4.235	0.750	0.764	0.018
G10J	55	6	3.805	0.818	0.737	-0.110
G10X	57	5	4.021	0.912	0.751	-0.214
G10M	52	5	3.528	0.750	0.717	-0.047
MU10	60	6	3.093	0.583	0.677	0.138
MU15	58	6	3.440	0.621	0.709	0.125
<b>Medie</b>			<b>4.316</b>	<b>0.775</b>	<b>0.756</b>	<b>-0.023</b>

N=număr de indivizi;

Na=număr de alele;

Ne=număr efectiv de alele;

Ho=heterozigoția observată;

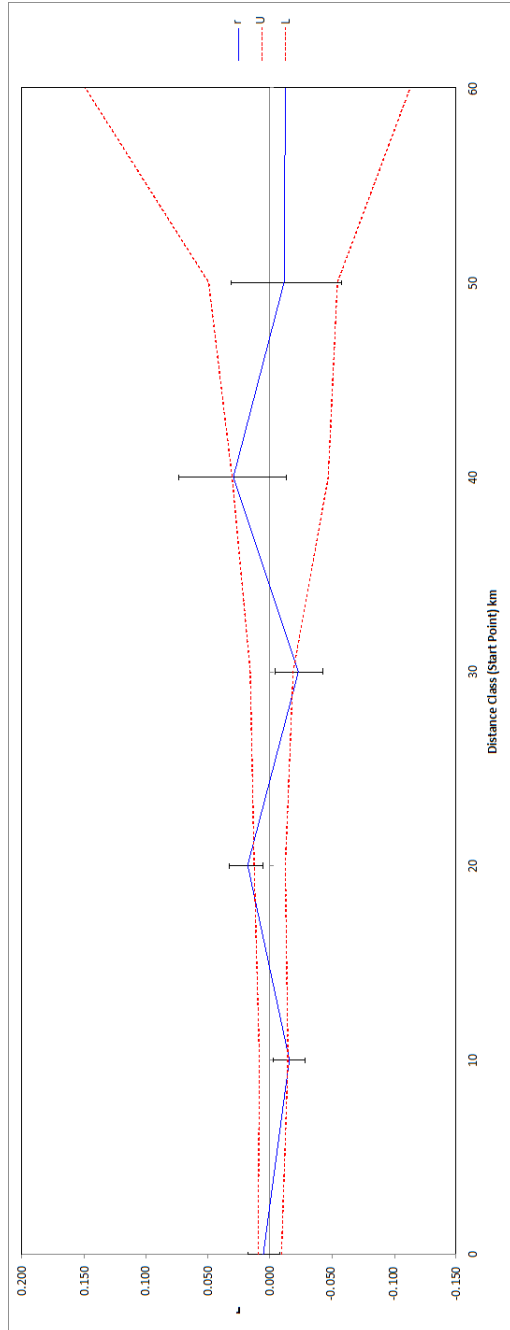
He=heterozigoția așteptată;

F=indicele de fixare.

Indivizii de urs analizați nu au indicat valori semnificative la analiza coeficientului de similitudine și a claselor de distanță (km), în concluzie indivizii nu prezintă un grad înalt de rudenie.

Rezultatele anterioare (Fig. 28) au fost confirmate de rezultatele Testului Mantel care nu au indicat o posibilă grupare a indivizilor pe clase de distanță (Fig. 29). Exemplarele nu sunt izolate iar diferențele genetice apărute între indivizii nu se explică prin distanțele geografice dintre aceștia.

Pentru a determina existența unor întreruperi ale fluxului de gene în populația de urs și pentru a testa structura populațională s-au rulat teste în software-ul Structure (Pritchard et al. 2000), de unde a rezultat faptul că nu există o structurare a populației de urs din zona de studiu. S-au rulat două teste diferențiate, unul pentru tot eșantionul de indivizi, iar cel de-al doilea doar pentru indivizii situația de o parte și de alta a DN1, testând ipoteza separării genetice datorate traficului intens. Ambele ipoteze nu au primit suport statistic la implementarea testului Structure Harvester, drept



**Fig. 28** Corelograma înrudirii genetice (de tip pairwise) pentru clase de distanțe de la 0 la 60 km.  $r$  este coeficientul de similitudine al genotipurilor indivizilor din clasa de distanță (linie solidă). Bara de eroare Bootstrap (gri) este de asemenea prezentată la fiecare clasă de distanță. Linile punctate (U și L) sunt superioare (U) și inferioare (L) reprezentând intervalul de încredere în jurul ipotezei nule în care nu există autocorelare spațială între genotipuri și clase de distanță ( $r = 0$ ).



urmare, populația de urs din zona proiectului nu este subdivizată (Fedorca et al. 2019), fluxul de gene este neîntrerupt, iar diferențele genetice dintre indivizi pot apărea datorită unor elemente ale peisajului.

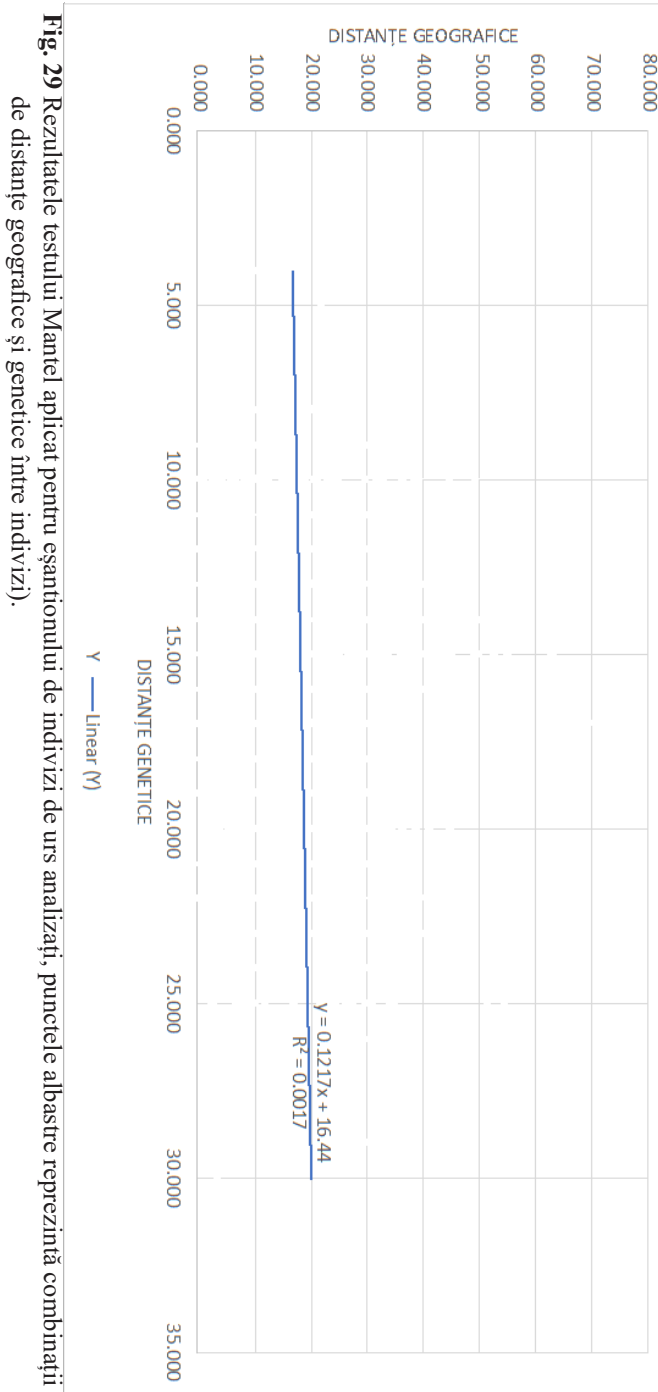
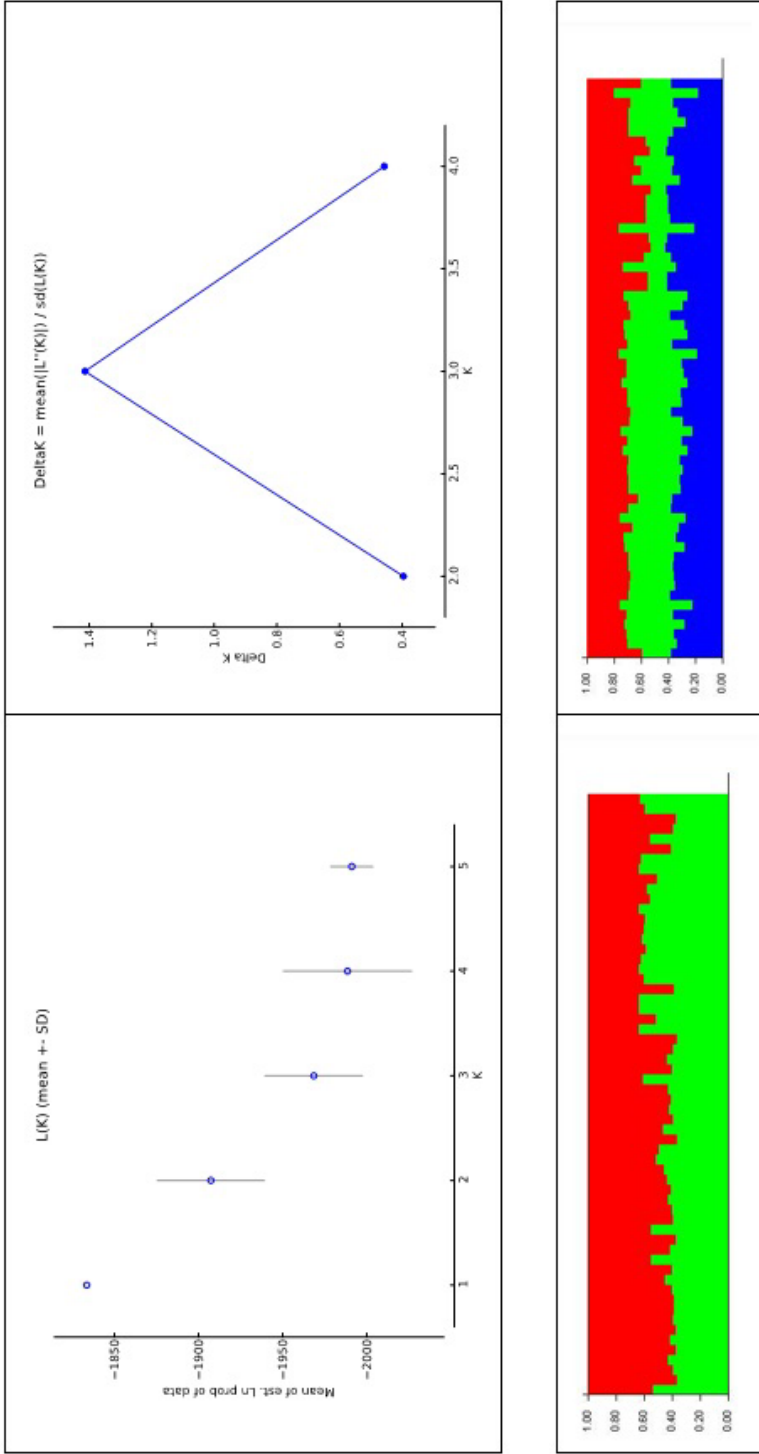


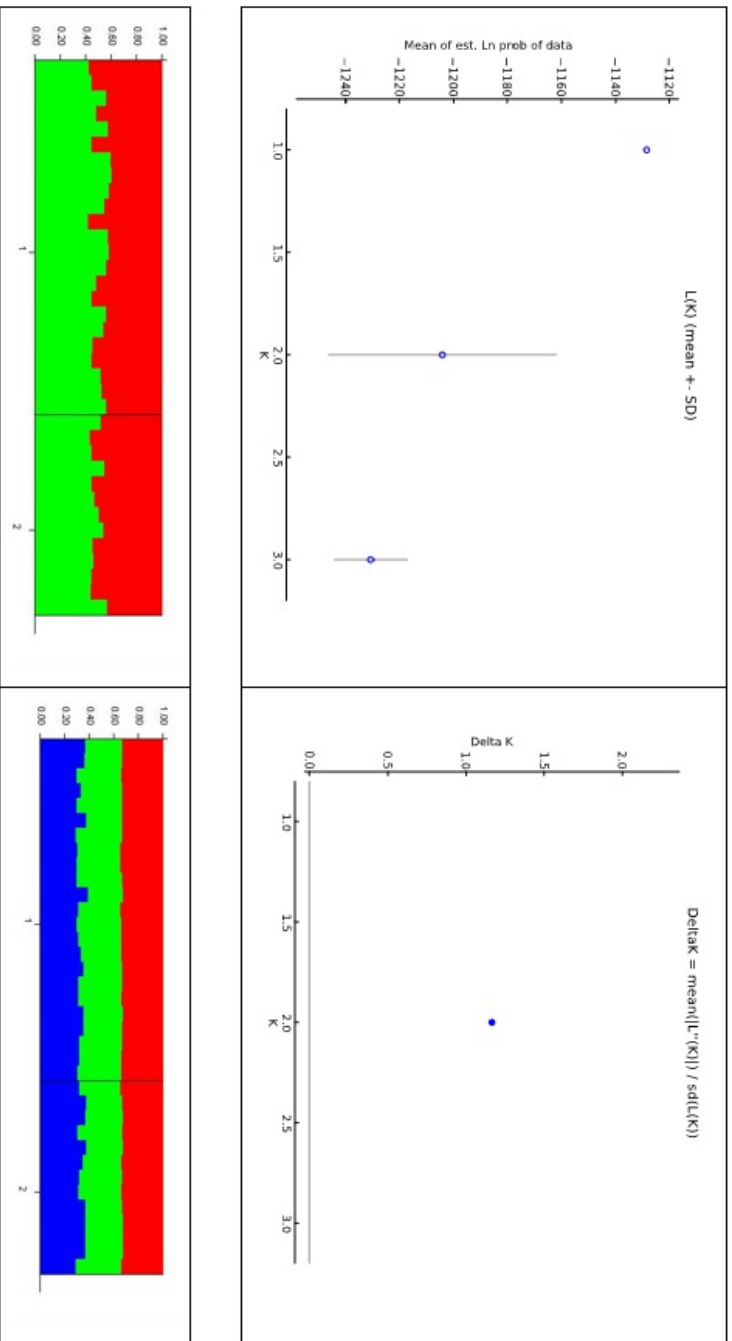
Fig. 29 Rezultatele testului Mantel aplicat pentru eșantionului de indivizi de urs analizați, punctele albastre reprezintă combinații de distanțe geografice și genetice între indivizi).

Mai departe s-a testat împărțirea în grupuri de indivizi înrudiți, prin implementarea analizei de tip principal component analysis pentru ambele matrici de distanță geografică și genetică, rezultatul fiind similar cu cel obținut anterior, fără a evidenția o separare clară.

De asemenea, s-a generat structura alelică la nivel de populație, pentru a determina frecvența alelelor unice, aceasta fiind egală cu 8, uniform distribuite la nivelul zonei de studiu. Aceasta poate fi o potențială explicație pentru care software-ul Structure a indicat existența a  $K=3$ .



**Fig. 30** Eșantion urs considerând toți indivizii, rezultatele testărilor din cadrul software-ului Structure: a) stânga sus: numărul de subpopulații de urs rezultate în urma analizei informațiilor cu programul informatic Structure Harvester (logaritmul probabilității); b) dreapta sus: numărul de subpopulații rezultate în urma analizei informațiilor cu programul informatic Structure Harvester (Dk); c) stânga jos și d) dreapta jos: histograme obținute cu ajutorul analizei Bayesiene, fiecare bară verticală reprezintă un individ. Culoarea roșie reprezintă probabilitatea (Q) asociată unui individ de a aparține grupului genetic 1, culoarea verde reprezintă probabilitatea de a aparține grupului genetic 2, iar culoarea albastră reprezintă probabilitatea de a aparține grupului genetic 3.



**Fig. 31** Esonian urs considerând doar indivizii situați în stânga – dreapta DNI, rezultatele testărilor din cadrul software-ului Structure: a) stânga sus: numărul de subpopulații de urs rezultate în urma analizei informațiilor cu programul informatic Structure Harvester (logarithmul probabilității); b) dreapta sus: numărul de subpopulații rezultate în urma analizei informațiilor cu programul informatic Structure Harvester (DK); c) stânga jos și d) dreapta jos: histograme obținute cu ajutorul analizei Bayesiene, fiecare bară verticală reprezintă un individ. Culoarea roșie reprezintă probabilitatea (Q) asociată unui individ de a aparține grupului genetic 1, culoarea verde reprezintă probabilitatea de a aparține grupului genetic 2, iar culoarea albastră reprezintă probabilitatea de a aparține grupului genetic 3.



**Fig. 32** Analiza de tip Principal Coordinates Analysis (PCA) pentru matricile de distanțe geografice (sus) și genetice (jos), fiecare punct albastru reprezintă un individ.

- Cerb (*Cervus elaphus*)

Pentru specia cerb este pentru prima dată când se analizează un eșantion ridicat de probe genetice, numărul de alele înregistrat a variat între 6 (MB25) și 11 (RT1 și OarFCB193) (Tab. 3). Heterozigoția așteptată a înregistrat valori ridicate (0.791), rezultat care sugerează existența unui flux de gene neîntrerupt între indivizi.

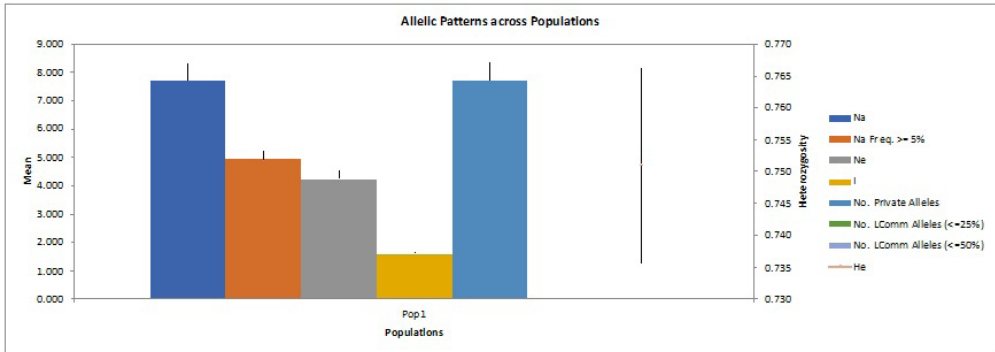


Fig. 33 Structura aleică la nivelul populației de urs analizate.

Tabel 2. Parametrii diversității genetice pentru specia urs în zona proiectului

Locus	N	Na	Ne	Ho	He	F
NVHRT48	19	10	5.823	0.842	0.828	-0.017
TGLA94	19	9	5.776	0.368	0.827	0.554
BM302	19	6	2.947	0.579	0.661	0.124
RT1	19	11	5.429	0.895	0.816	-0.097
RT13	17	8	6.352	0.647	0.843	0.232
OarFCB193	16	11	8.000	0.500	0.875	0.429
OarFCB304	18	8	3.447	0.556	0.710	0.217
MB25	18	6	4.291	0.722	0.767	0.058
<b>Medie</b>			<b>5.258</b>	<b>0.639</b>	<b>0.791</b>	<b>0.188</b>

N=număr de indivizi;

Na=număr de alelem;

Ne=număr efectiv de alele;

Ho=heterozigoția observată;

He=heterozigoția așteptată;

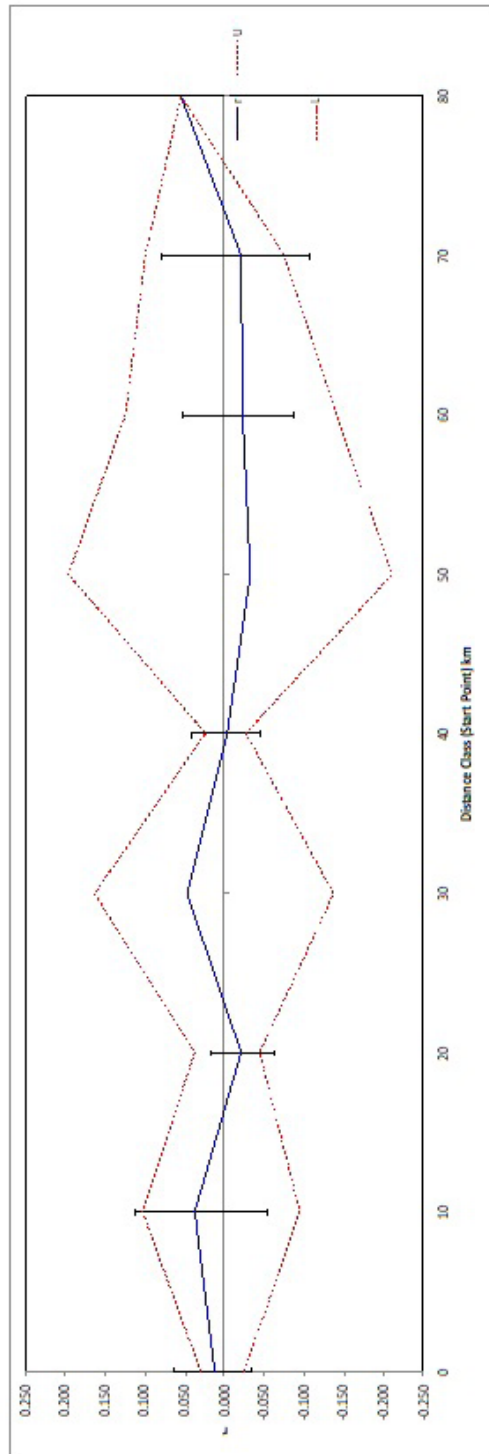
F=indicele de fixare.

Indivizii de cerb analizați nu au indicat valori semnificative la analiza coeficientului de similitudine și a claselor de distanță (km) (Fig. 34), în concluzie indivizii nu prezintă un grad înalt de rudenie.

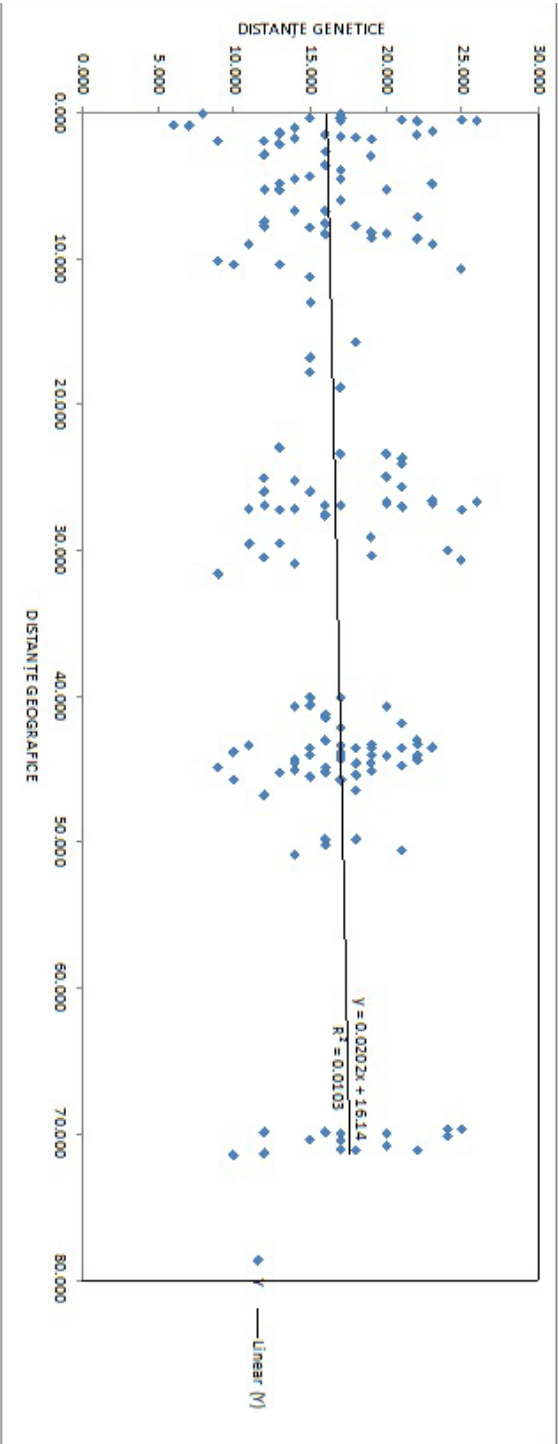
Rezultatele Testului Mantel au indicat o potențială grupare a indivizilor pe clase de distanță (Fig. 35). Exemplarele nu sunt complet izolate, însă unele dintre diferențe genetice apărute între indivizii se explică prin distanțele geografice dintre aceștia. Acest fapt poate fi datorat poziționării geografice a unor probe genetice la distanțe considerabile, așa cum sunt cele din Pădure Bogății.

Pentru a determina existența unor întreruperi ale fluxului de gene în populația de cerb și pentru a testa structura populațională s-au rulate teste în software-ul Structure (Pritchard et al. 2000), de unde a rezultat faptul că nu există o structurare a populației de cerb din zona de studiu (Fig. 36). Populația de cerb din zona proiectului nu este subdivizată, fluxul de gene este neîntrerupt, iar diferențele genetice dintre indivizi pot apărea datorită unor elemente ale peisajului.

Pentru a determina existența unor întreruperi ale fluxului de gene în populația de cerb și pentru a testa structura populațională s-au rulate teste în software-ul Structure (Pritchard et al. 2000), de unde a rezultat faptul că nu există o structurare a populației de cerb din zona de studiu (Fig. 36). Populația de cerb din zona proiectului nu este subdivizată, fluxul de gene este neîntrerupt, iar diferențele genetice dintre indivizi pot apărea datorită unor elemente ale peisajului.

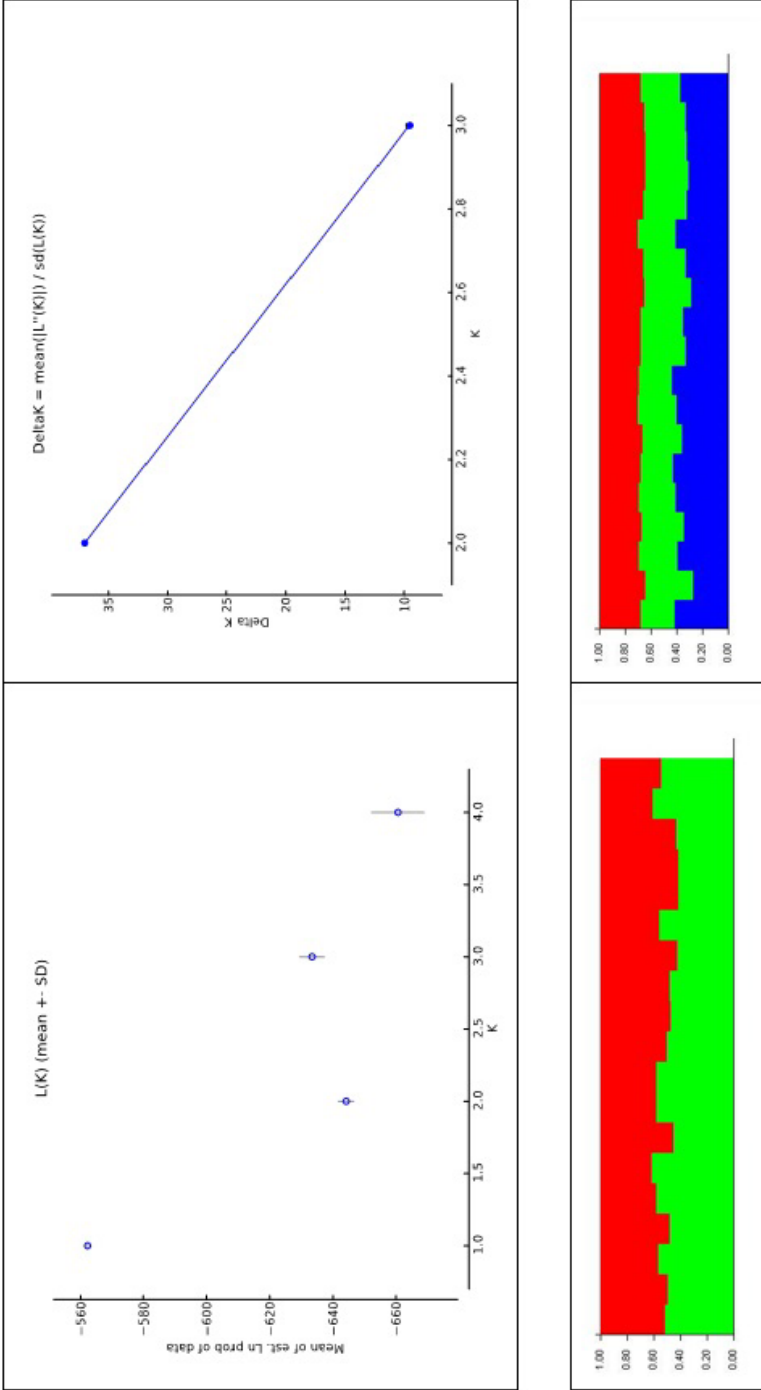


**Fig. 34** Corelogramă înrudirii genetice (de tip pairwise) pentru clase de distanțe de la 0 la 80 km. r este coeficientul de similitudine al genotipurilor indivizilor din clasa de distanță (linie solidă). Bara de eroare Bootstrap (gri) este de asemenea prezentată la fiecare clasă de distanță. Linii punctate (U și L) sunt inferioare (U) și inferioare (L) și reprezintă intervalul de încredere în jurul ipotezei nule în care nu există autocorelare spațială între genotipuri și clase de distanță ( $r = 0$ )

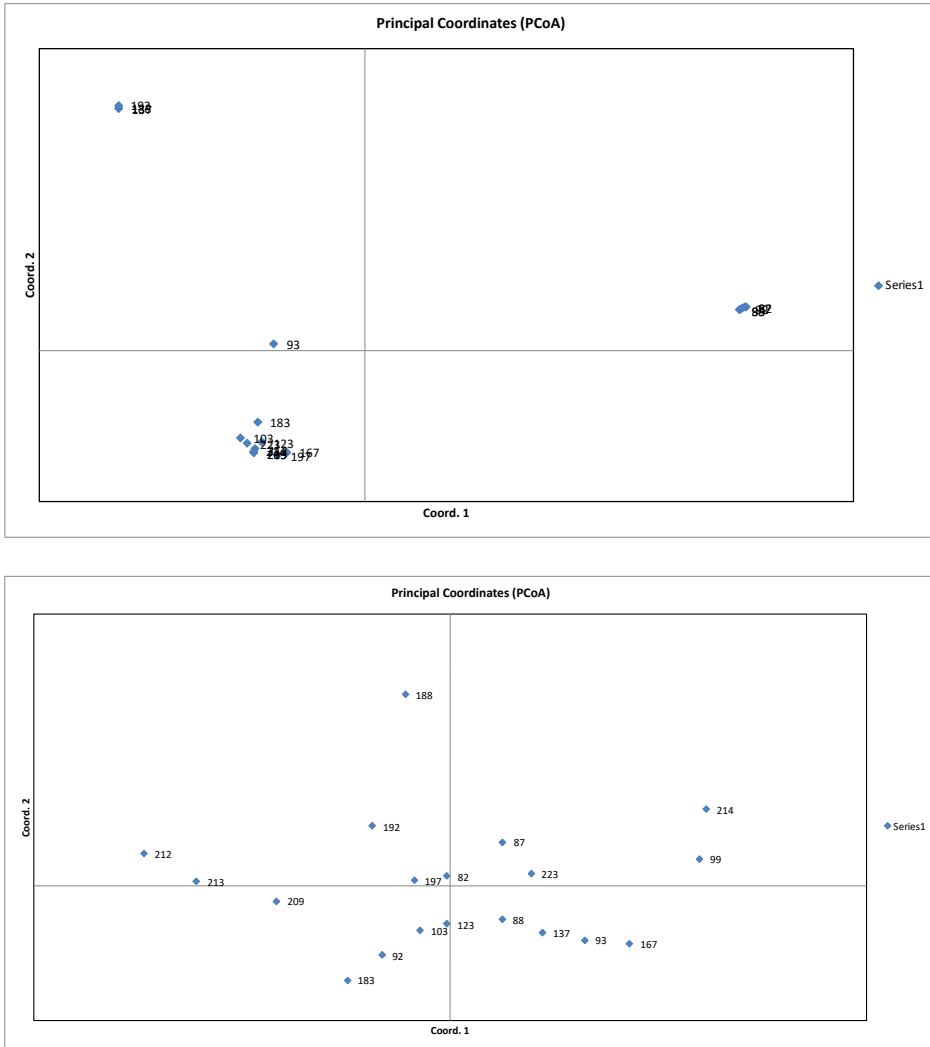


**Fig. 35** Rezultatele testului Mantel aplicat eşanionului de indivizi de cerb analizați, punctele albastre reprezintă combinații de distanțe geografice și genetice între indivizi.



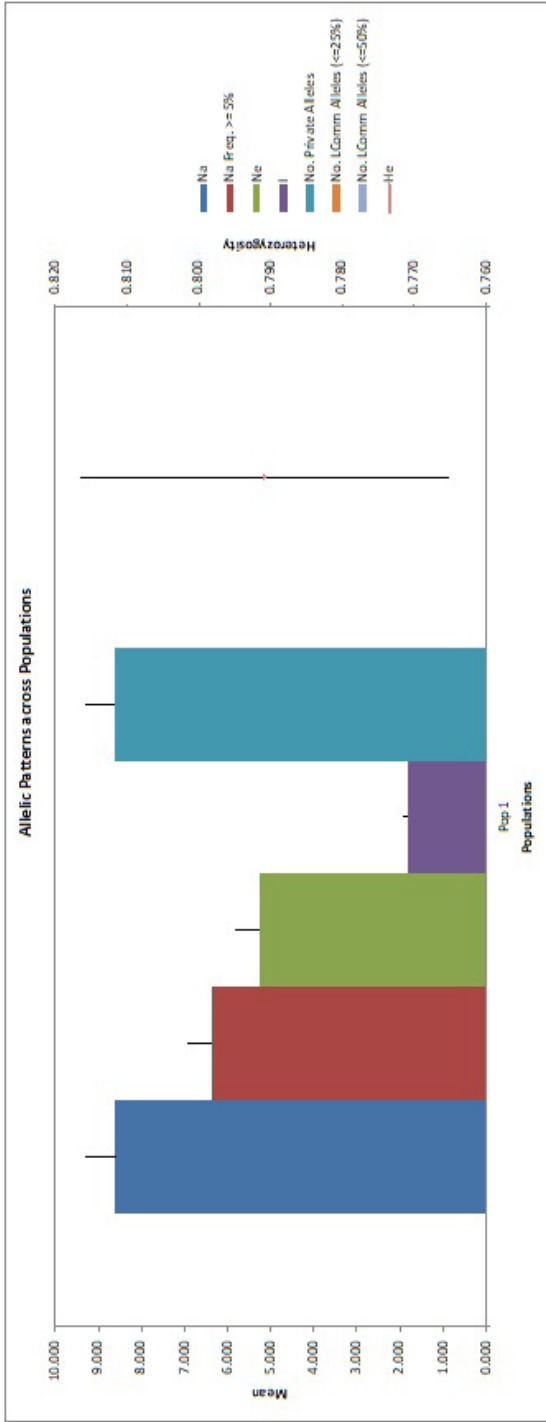


**Fig. 36** Eșantion cerb considerând toți indivizii, rezultatele testărilor din cadrul software-ului Structure: a) stânga sus: numărul de subpopulații de urs rezultate în urma analizei informațiilor cu programul informatic Structure Harvester (logaritmul probabilității); b) dreapta sus: numărul de subpopulații rezultate în urma analizei informațiilor cu programul informatic Structure Harvester (Dk); c) stânga jos și d) dreapta jos: histograme obținute cu ajutorul analizei Bayesiene, fiecare bară verticală reprezintă un individ. Culoarea roșie reprezintă probabilitatea (Q) asociată unui individ de a aparține grupului genetic 1, culoarea verde reprezintă probabilitatea de a aparține grupului genetic 2, iar culoarea albastră reprezintă probabilitatea de a aparține grupului genetic 3.



**Fig. 37** Analiza de tip Principal Coordinates Analysis (PCA) pentru matricile de distanțe geografice (sus) și genetice (jos), fiecare punct albastru reprezintă un individ

De asemenea, s-a generat structura alelică la nivel de populație, pentru a determina frecvența alelelor unice, aceasta fiind aproximativ egală cu 9, uniform distribuite la nivelul zonei de studiu. Aceasta poate fi o potențială explicație pentru care software-ul Structure a indicat existența a  $K=3$ .



**Fig. 38** Structura alelică la nivelul populației de cerb analizate.

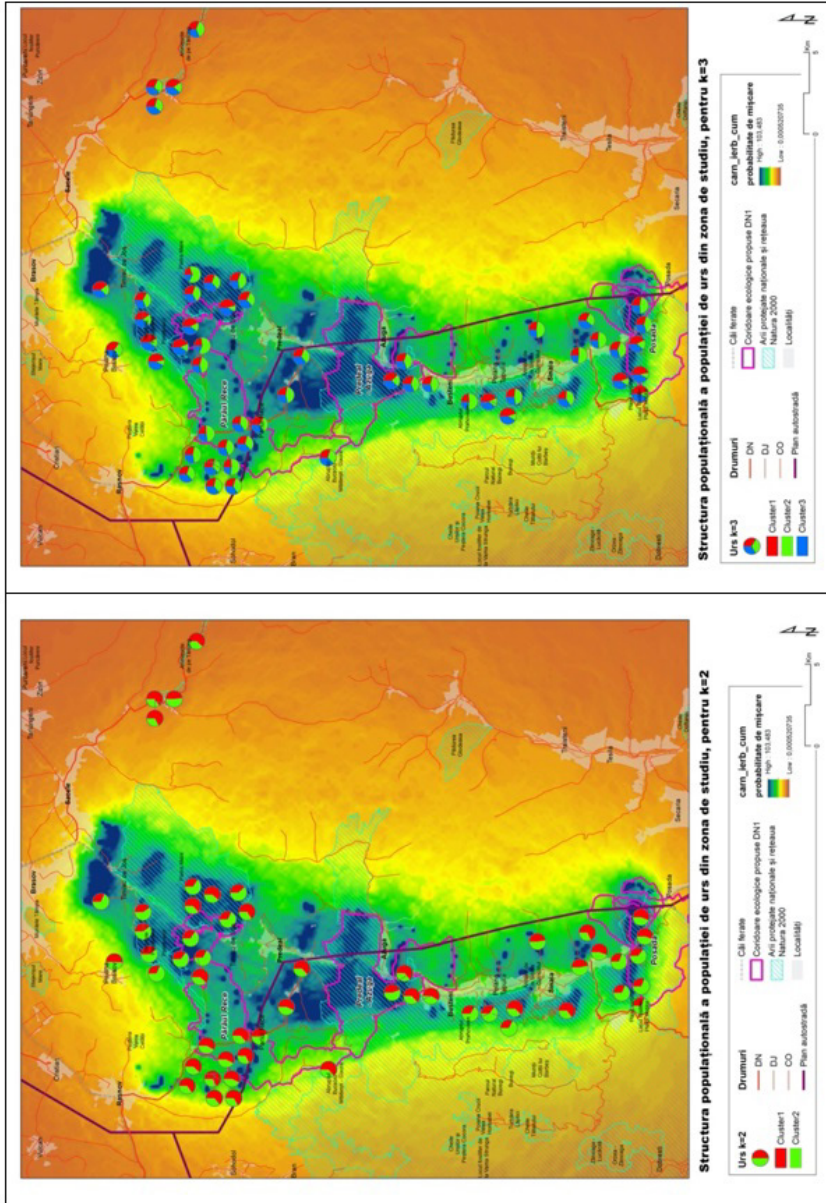
### 7.2.7. Analiza integrată a conectivității funcționale și structurale

Analiza comparativă a modelelor de predicție a mișcării din toamnă (carnivore și ierbivore) și a structurii genetice pentru specia urs rezultate ca urmare a implementării analizei Bayesiene a indicat faptul că există zone de conectivitate care asigură fluxul de gene în cadrul zonei de studiu. Așa cum se poate observa în Fig. 39, indiferent de numărul de clustere genetice considerate, coridoarele ecologice locale asigură deplasarea speciei, atât Pârâul Rece cât și Azuga și Posada fiind validate din punct de vedere funcțional. Validarea pentru specia urs, care este considerată specie umbrelă, reflectă și mișcarea celorlalte specii de carnivore (râs și lup) pentru care nu s-a reușit recoltarea și analizarea unui număr suficient de probe genetice. Mai departe, este necesar să se prelucreze aceste date în cadrul unei modelări de tip landscape genetics pentru a determina influența diferiților factori de mediu/antropici asupra mișcării speciei la nivel local.

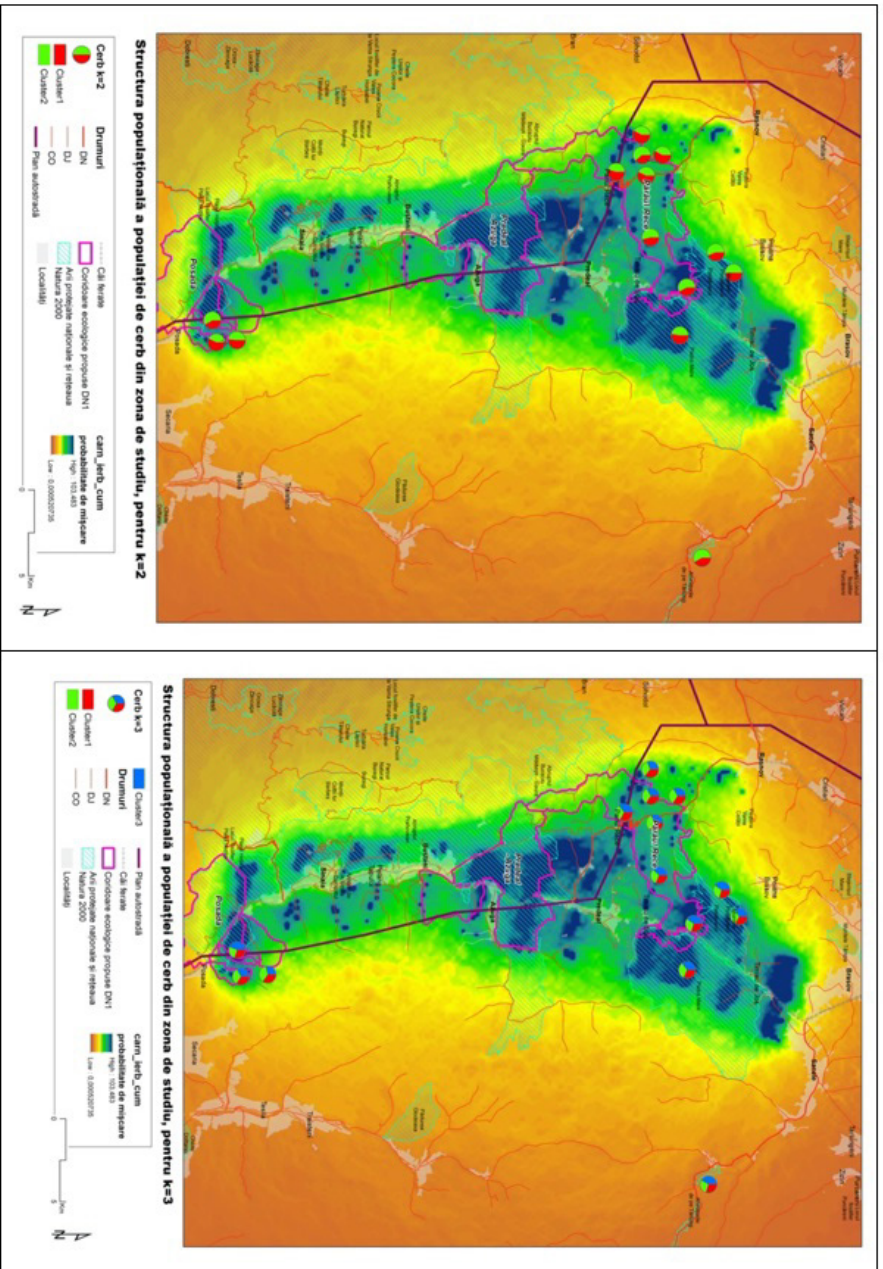
Analiza comparativă a modelelor de predicție a mișcării din toamnă (carnivore și ierbivore) și a structurii genetice pentru specia cerb rezultate ca urmare a implementării analizei Bayesiene a indicat faptul că există zone de conectivitate care asigură fluxul de gene în cadrul zonei de studiu. Așa cum se poate observa în Fig. 40, indiferent de numărul de clustere genetice considerate, coridoarele ecologice locale asigură deplasarea speciei, Pârâul Rece și Posada fiind validate din punct de vedere funcțional. Validarea pentru specia cerb, poate reflecta și mișcarea celorlalte specii de ierbivore (mistreț și căprior) pentru care nu s-a reușit recoltarea și analizarea unui număr suficient de probe genetice. Și în cazul acestei specii este necesar să se prelucreze datele în cadrul unei modelări de tip landscape genetics pentru a determina influența diferiților factori de mediu/antropici asupra mișcării speciei la nivel local și să se concentreze eforturile de recoltare de probe în interiorul coridorului Azuga.

Mai departe am analizat comparative modelele de predicție ale mișcării speciilor din primăvară, validate statistic și optimizate în cadrul cercetărilor anterioare publicate de (Fedorca et al. 2020) cu cele obținute în această toamnă, integrând totodată rezultatele analizelor genetice. Astfel s-au putut desprinde câteva concluzii clare: i) Coridorul Pârâul Rece a fost validat ca fiind funcțional, prin identificarea a 2 indivizi din specia cerb care au traversat infrastructura existentă (DN73A) utilizând analizele genetice; ii) în cadrul coridorului Pârâul Rece s-a identificat cea mai mare diversitate de specii: lup, urs, mistreț și cerb și ce mai mare concentrare a acestora atât în apropierea DN73A cât și în apropierea DN1; iii) Coridorul Posada a înregistrat cea mai mare densitate de indivizi,

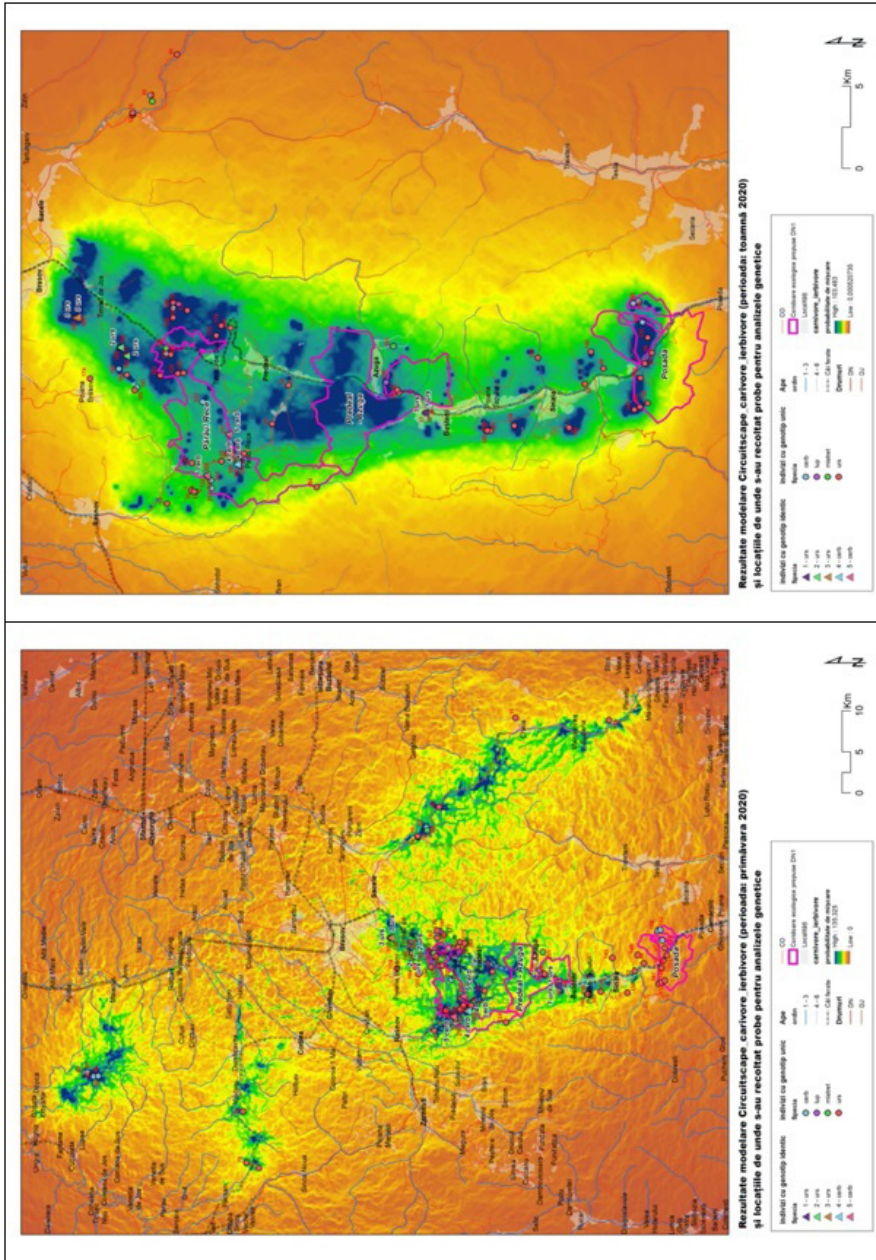
raportată la suprafață; iv) Coridorul Azuga a fost validat pentru 3 specii: mistreț, lup și urs. v) în zona de studiu s-a identificat un număr mare de indivizi de urs, rata de detectare a indivizilor cu genotip unic fiind de 95%.



**Fig. 39** a) stânga, harta predicției de mișcare a carnivorelor din toamnă și structura populațională a speciei urs pentru  $k = 2$ ; b) dreapta, harta predicției de mișcare a carnivorelor și ierburilor din toamnă și structura populațională a speciei urs pentru  $k = 3$ .







**Fig. 40** a) stânga, harta predicției de mișcare a carnivorelor din primăvară și indivizii analizați de urs, lup, cerb și mistreț; b) dreapta, harta predicției de mișcare a carnivorelor și ierbivorelor din toamnă și indivizii analizați de urs, lup, cerb și mistreț.



## Principalele concluzii care pot fi desprinse din cadrul studiului de caz:

Extinderea rețelei de carioaj a permis îmbunătățirea rezoluției modelelor de predicție a mișcării, lucru datorat și îmbunătățirilor aduse metodologiei de colectare a datelor de prezență și a datelor genetice. Rețeaua de carioaje din zona studiu a fost acoperită integral, menținându-se însă anumite specii (așa cum este râsul) care nu au fost găsite în teren și nu s-au putut prelua suficiente locații și probe genetice.

Rezultatele comparative dintre modelele de predicție a potențialului de mișcare (primăvară vs. toamnă) pentru specia urs au indicat faptul că modelarea potențialului de mișcare în primăvară indica prezența unor zone de mișcare difuze, de o parte și cealaltă a celor două drumuri naționale (DN73A și DN1), în vreme ce pe modelele având la bază datele din toamnă acestea s-au putut diferenția mult mai bine, surpinzându-se mișcarea speciei și între zonele de habitate favorabile. Pentru specia lup, rezultatele modelării preferinței la mișcare în primăvară sunt similare cu cele rezultate în cadrul acestei faze. Atât zona Predeal – Azuga precum și zona Pârâul Rece fiind identificate în ambele modele ca zone favorabile pentru mișcare. Zonele punctuale unde s-au identificat exemplare de râs se suprapun cu zonele preferate pentru mișcare de către celelalte două carnivore, urs și lup.

În ceea ce privește specia cerb, comparativ cu rezultatele din primăvară, se diferențiază clar Azuga – Predeal ca și zonă de conectivitate, precum și o zonă adiacentă Pârâului Rece, zona Posada rezultând și în acest caz ca fiind de mare importanță pentru mișcării speciei. Ba mai mult, zonele favorabile mișcării pentru specia cerb, se suprapun în mare măsură peste cele ale carnivorelor și acoperă și necesitățile speciilor mistreț și căprior.

Modelele predictive din sezonul de toamnă au permis delimitarea unor zone de importanță pentru specii de carnivore și ierbivore astfel: i) zona Timișul de Jos reprezintă o zonă cu concentrații mari ale mișcării speciilor datorată prezenței fagului și a fructificației abundente din acest an și astfel riscul de accidente este unul foarte ridicat; ii) zona Azuga și Pârâul Rece reprezintă zone cu intensitate maximă a mișcării pentru multispecii și este vitală pentru a asigura conectivitatea peste DN1; iar iii) zona Posada a fost validată pentru mișcarea mai multor specii.

Rezultatul de seamă al acestei faze îl constituie delimitarea coridoarelor ecologice locale de maximă importanță pentru speciile analizate, considerând atât rezultatele modelelor de predicție a mișcării din primăvară și din toamnă, dar și elementele structurale care reflectă realitatea din teren. Astfel, au rezultat în zona DN1 (Comarnic – Brașov) și DN73A 3 coridoare ecologice: 1) Pârâul Rece: s-au retrasat limitele acestui coridor, datorită faptului că trebuia să se prevadă

asigurarea trecerii indivizilor peste infrastructura existentă, în partea Nordică a coridorului la intersecția cu DN1, pentru a facilita mișcarea multidirecțională a speciilor. În prezent, conform limitelor structurale coridorul Pârâul Rece asigură conectivitatea pentru speciile analizate i) între Parcul Natural Bucegi și situl Natura 2000 Postăvarul; ii) situl Natura 2000 Postăvarul și situl Natura 2000 Piatra Mare; iii) între Parcul Natural Bucegi și situl Natura 2000 Piatra Mare. Acest coridor este conectat în partea Sudică cu 2) coridorul Azuga (care se suprapune parțial peste situl Natura 2000 Bucegi), care asigură conectivitatea între Parcul Natural Bucegi și situl Natura 2000 Postăvarul. Acest coridor reprezintă singura zonă intactă din punct de vedere al conectivității (și cu perspective de menținere) peste DN1. Cel de-al treilea coridor este 3) Posada, un coridor ecologic local utilizat de către mai multe specii în zone punctuale (poduri existente sub DN1) pentru a se deplasa dinspre/înspre Parcul Natural Bucegi către/dinspre Munții Baiului.

În ceea ce privește caracterizarea conectivității funcționale a coridoarelor ecologice locale din cadrul rețelei de conectivitate prin analiza probelor colectate non-invaziv a rezultat faptul că atât specia urs cât și specia cerb înregistrează valori ridicate ale diversității genetice iar fluxul de gene nu este încă întrerupt. Rezultatele testului Mantel pentru specia cerb au indicat faptul că exemplarele nu sunt complet izolate genetic, însă unele dintre diferențe genetice apărute între indivizii se explică prin distanțele geografice dintre aceștia, acest fapt putând fi datorat poziționării geografice a unor probe genetice la distanțe considerabile, așa cum sunt cele din Pădure Bogății comparativ cu cele de pe DN1 și DN73A. De menționat este faptul că analiza genetică a populației de cerb în zona proiectului reprezintă o premieră. O altă premieră o constituie evaluarea populației de urs și de cerb și determinarea conectivității funcționale a coridoarelor locale utilizând probe colectate non invaziv.

Analiza comparativă a modelelor de predicție ale mișcării speciilor din primăvară, validate statistic și optimizate în cadrul cercetărilor anterioare publicate de (Fedorca et al. 2020), cu cele obținute în această toamnă, integrând totodată rezultatele analizelor genetice, a indicat faptul că Pârâul Rece este un coridor funcțional și înregistrează cea mai mare diversitate de specii: lup, urs, mistreț și cerb și cea mai mare concentrare a acestora, atât în apropierea DN73A cât și în zona Nordică, în apropierea DN1. Coridorul Posada a înregistrat cea mai mare densitate de indivizi, raportată la suprafață, iar coridorul Azuga a fost validat pentru 3 specii: mistreț, lup și urs.

### **Bibliografie selectivă :**

BEIER, P., D. R. MAJKA, AND S. L. NEWELL. 2009. Uncertainty analysis of least-cost modeling for designing wildlife linkages. *Ecological Applications* 19:2067-2077.

BELLEMAIN, E. AND P. TABERLET. 2004. Improved noninvasive genotyping method: application to brown bear (*Ursus arctos*) faeces. *Molecular Ecology Notes* 4:519-522.

BISHOP, M. D., et al. 1993. A Genetic Linkage Map for Cattle. *Genetics* 136.

BRODIE, J. F., et al. 2015. Evaluating multispecies landscape connectivity in a threatened tropical mammal community. *Conservation Biology* 29:122-132.

CHURKO, G., F. KIENAST, AND J. BOLLIGER. 2020. A Multispecies Assessment to Identify the Functional Connectivity of Amphibians in a Human-Dominated Landscape. *ISPRS International Journal of Geo-Information* 9.

COTOVELEA, A., et al. 2015. Testing the influence of habituation on genetic structure of brown bear (*Ursus arctos*). *Ann For Res* 58:81-90.

CUSHMAN, S. A., B. MCRAE, F. ADRIAENSEN, P. BEIER, M. SHIRLEY, AND K. ZELLER. 2013. Biological corridors and connectivity. Published 2013 by John Wiley & Sons, Ltd Key Topics in *Conservation Biology* 2, First Edition Edited by David W Macdonald and Katherine J Willis.

FAHRIG, L., et al. 2011. Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. *Ecology Letters* 14:101-112.

FEDORCA, A., M. POPA, R. JURJ, G. IONESCU, O. IONESCU, AND M. FEDORCA. 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.

FEDORCA, A., et al. 2019. Inferring fine-scale spatial structure of the brown bear (*Ursus arctos*) population in the Carpathians prior to infrastructure development. *Scientific Reports* 9:9494.

FERREIRA, E., L. SOUTO, A. M. V. M. SOARES, AND C. FONSECA. 2009. Genetic structure of the wild boar population in Portugal: Evidence of a recent bottleneck. *Mammalian Biology* 74:274-285.

FLAGSTAD, Ø., et al. 2003. Two centuries of the Scandinavian wolf population: patterns of genetic variability and migration during an era of dramatic decline. *Molecular ecology* 12:869-880.

FRANCISCO, L. V., A. A. LANGSTON, C. S. MELLERSH, C. L. NEAL, AND E. A. OSTRANDER. 1996. A class of highly polymorphic tetranucleotide repeats for canine genetic mapping. *Mammalian Genome* 7.

JENNINGS, M. K., E. HAEUSER, D. FOOTE, R. L. LEWISON, AND E. CONLISK. 2020a. Planning for Dynamic Connectivity: Operationalizing Robust Decision-Making and Prioritization Across Landscapes Experiencing Climate and Land-Use Change. *Land* 9.

JENNINGS, M. K., K. A. ZELLER, AND R. L. LEWISON. 2020b. Supporting Adaptive Connectivity in Dynamic Landscapes. *Land* 9.

KARRIGAN BORK AND ANDREW L. RYPEL. 2020. Improving Infrastructure for Wildlife. *Natural Resources & Environment* Volume 34, Number 4, Spring 2020

KETTUNEN, M, TERRY, A., TUCKER, G. & JONES A. 2007. Guidance on the maintenance of landscape features of major importance for wild flora and fauna - Guidance on the implementation of Article 3 of the Birds Directive (79/409/EEC) and Article 10 of the Habitats Directive (92/43/EEC). Institute for European Environmental Policy (IEEP), Brussels, 114 pp. & Annexes.

LIU, Y., et al. 2013. Environmental factors influence both abundance and genetic diversity in a widespread bird species. *Ecology and evolution* 3:4683-4695.

LOWDEN, S., et al. 2002. Application of *Sus scrofa* microsatellite markers to wild suiformes. *Conservation Genetics* 3.

MCKELVEY, K. S., S. A. CUSHMAN, M. K. SCHWARTZ, AND L. F. RUGGIERO. 2006. Wildlife Monitoring Across Multiple Spatial Scales Using Grid-Based Sampling. *Proceedings of the Eighth Annual Forest Inventory and Analysis Symposium*:137-142.

MCRAE, B., V. SHAH, AND A. EDELMAN. 2016. Circuitscape: modeling landscape connectivity to promote conservation and human health. *The Nature Conservancy*, Fort Collins.

MYSTERUD, A. 1999. Seasonal migration pattern and home range of roe deer (*Capreolus capreolus*) in an altitudinal gradient in southern Norway. *Journal of Zoology* 247:479-486.

PAETKAU, D., W. CALVERT, I. STIRLING, AND C. STROBECK. 1995. Microsatellite analysis of population structure in Canadian polar bears. *Molecular ecology* 4:347-354.

PAETKAU, D., G. F. SHIELDS, AND C. STROBECK. 1998. Gene flow between insular, coastal and interior populations of brown bears in Alaska. *Molecular ecology* 7:1283–1292.

PEAKALL, R. AND P. E. SMOUSE. 2012. GenAlEx 6.5: genetic analysis in Excel. Population genetic software for teaching and research – an update. *Bioinformatics* 28:2537-2539.

PRITCHARD, J. K., M. STEPHENS, AND P. DONNELLY. 2000. Inference of Population Structure Using Multilocus Genotype Data. *Genetics* 155:945-959.

SAUNDERS D.A. and HOBBS R.J. Nature conservation 2: the role of corridors. 0949324353, 978-094932435-1. Surrey Beatty, Chipping Norton, NSW.

S.S. TOLDO, et al. 1993. Physically mapped, cosmid-derived microsatellite markers as anchor loci on bovine chromosomes.

SHIBUYA, H., B. K. COLLINS, T. H.-M. HUANG, AND G. S. JOHNSON. 1994. A polymorphic (AGGAAT), tandem repeat in an intron of the canine von Willebrand factor gene. *Animal Genetics* 25:122-122.

STĂNICIOIU P.T, NIȚĂ M.D., LAZĂR G.E. 2018. Forestland connectivity in Romania—Implications for policy and management, Land Use Policy, Volume 76, 487-499p.

SUNDQVIST, A. K., H. ELLEGREN, M. OLIVIER, AND C. VILA. 2001. Y chromosome haplotyping in Scandinavian wolves (*Canis lupus*) based on microsatellite markers. *Molecular ecology* 10:1959-1966.

TABERLET, P., et al. 1997. Noninvasive genetic tracking of the endangered Pyrenean brown bear population. *Molecular Ecology* 6:869-876.

TALBOT, J., J. HAIGH, AND Y. PLANTE. 1996. A parentage evaluation test in North American Elk (*Wapiti*) using microsatellites of ovine and bovine origin. *Animal Genetics* 27.

VAN OOSTERHOUT, C., W. F. HUTCHINSON, D. P. M. WILLS, AND P. SHIPLEY. 2004. micro-checker: software for identifying and correcting genotyping errors in microsatellite data. *Molecular Ecology Notes* 4:535-538.

\*project Life Safe Crossing (<https://life.safe-crossing.eu>)

\*project Life for Bear (<https://www.forbear.icaswildlife.ro>)

\*project COREHABS ([www.corehabs.ro](http://www.corehabs.ro))

\*project BearConnect ([www.bearconnect.org](http://www.bearconnect.org))

## BIBLIOGRAFIE GENERALĂ SELECTIVĂ ȘI RECOMANDĂRI LECTURĂ

1. ABRUDAN, I.V. (2012), “A DECADE OF NON-STATE ADMINISTRATION OF FORESTS IN ROMANIA: ACHIEVEMENTS AND CHALLENGES”, INTERNATIONAL FORESTRY REVIEW, VOL. 14 NO. 3, PP. 275–284  
ALILA, PATRICK O; ATEINO, ROSEMARY. (2006) AGRICULTURE POLICY IN KENYA: ISSUES AND PROCESSES. INSTITUTE FOR DEVELOPMENT STUDIES. NAIROBI: UNIVERSITY OF NAIROBI.

2. ABRUDAN, I.V., MARINESCU, V., IONESCU, O., HORODNIC, S.A. AND SESTRAS, R. (2009), “DEVELOPMENTS IN THE ROMANIAN FORESTRY AND ITS LINKAGES WITH OTHER SECTORS”, NOTULAE BOTANICAE HORTI AGROBOTANICI CLUJ-NAPOCA, VOL. 37 NO. 2, PP. 14–21.

3. ALEXANDER ET AL, 2005, THE IMPACTS OF RAILROADS ON WILDLIFE

4. AMICI, V., F. GERI, C. BATTISTI. (2010). AN INTEGRATED METHOD TO CREATE HABITAT SUITABILITY MODELS FOR FRAGMENTED LANDSCAPES. JOURNAL FOR NATURE CONSERVATION 18:215–223.

5. ANDERSON, A. B., JENKIS, C. N. (2006). APPLYING NATURE’S DESIGN CORRIDORS AS A STRATEGY FOR BIODIVERSITY CONSERVATION. COLUMBIA UNIVERSITY PRESS, NEW YORK.

6. BEDELIAN, C., MOIKO, S. AND SAID, M.Y (2019) HARNESSING OPPORTUNITIES FOR CLIMATE-RESILIENT ECONOMIC DEVELOPMENT IN THE SEMI-ARID LANDS: THE KENYA SOUTHERN RANGELANDS BEEF VALUE CHAIN. PRISE WORKING PAPER. NAIROBI: KENYA MARKETS TRUST. LONDON: OVERSEAS DEVELOPMENT INSTITUTE.

7. BEIER, P. (1995). DISPERSAL OF JUVENILE COUGARS IN FRAGMENTED HABITAT. JOURNAL OF WILDLIFE MANAGEMENT 59:228–237.

8. BENEDEK, J. (2013), “THE SPATIAL PLANNING SYSTEM IN ROMANIA”, ROMANIAN REVIEW OF REGIONAL STUDIES, VOL. IX NO. 2, PP. 23–30.

9. BENNETT, A. F., 2003. LINKAGES IN THE LANDSCAPE: THE ROLE OF LINKAGES AND CONNECTIVITY IN WILDLIFE CONSERVATION. IUCN, GLAND, 253 P.

10. BENTRUP, G. 2008. CONSERVATION BUFFERS: DESIGN GUIDELINES FOR BUFFERS, CORRIDORS, AND GREENWAYS. GEN. TECH. REP. SRS-109. ASHEVILLE, NC: USDA, FOREST SERVICE, SOUTHERN RESEARCH STATION.

11. BLONDET, M., DE KONING, J., BORRASS, L., FERRANTI, F., GEITZENAUER, M., WEISS, G., TURNHOUT, E., ET AL. (2017), "PARTICIPATION IN THE IMPLEMENTATION OF NATURA 2000: A COMPARATIVE STUDY OF SIX EU MEMBER STATES", LAND USE POLICY, ELSEVIER, VOL. 66 NO. MAY, PP. 346–355.

12. BOLGER, D. T., T. A. SCOTT, AND J. T. ROTENBERRY. 1997. BREEDING BIRD ABUNDANCE IN AN URBANIZING LANDSCAPE IN COASTAL SOUTHERN CALIFORNIA. CONSERVATION BIOLOGY 11:406–421.

13. BOONE, C., DYZENHAUS, A., MANJI, A., GATERI, C.W., OUMA, S., OWINO, J.K., GARGULE, A., ET AL. (2019), "LAND LAW REFORM IN KENYA: DEVOLUTION, VETO PLAYERS, AND THE LIMITS OF AN INSTITUTIONAL FIX", AFRICAN AFFAIRS, VOL. 118 NO. 471, PP. 215–237.

14. BORONA, K. (2020), "AN ASSESSMENT OF MAASAI PEOPLE-WATER RELATIONSHIPS IN A CHANGING LANDSCAPE: A CASE STUDY OF FORMER KIMANA GROUP RANCH IN THE AMBOSELI ECOSYSTEM, SOUTHERN KENYA", SOCIETY AND NATURAL RESOURCES, ROUTLEDGE, VOL. 0 NO. 0, PP. 1–17.

15. BÖRZEL, T. AND BUZOGÁNY, A. (2010), "ENVIRONMENTAL ORGANISATIONS AND THE EUROPEANISATION OF PUBLIC POLICY IN CENTRAL AND EASTERN EUROPE: THE CASE OF BIODIVERSITY GOVERNANCE", ENVIRONMENTAL POLITICS, VOL. 19 NO. 5, PP. 708–735.

16. BULTE, E.H., BOONE, R.B., STRINGER, R. AND THORNTON, P.K. (2008), "ELEPHANTS OR ONIONS? PAYING FOR NATURE IN AMBOSELI, KENYA", ENVIRONMENT AND DEVELOPMENT ECONOMICS, VOL. 13 NO. 3, PP. 395–414.

17. BUZOGÁNY, A. (2015), "BUILDING GOVERNANCE ON FRAGILE GROUNDS: LESSONS FROM ROMANIA", ENVIRONMENT AND PLANNING C: GOVERNMENT AND POLICY, VOL. 33 NO. 5, PP. 901–918.

18. CANDEL, J.J.L. AND BIESBROEK, R. (2016), "TOWARD A PROCESSUAL UNDERSTANDING OF POLICY INTEGRATION", POLICY SCIENCES, SPRINGER US, VOL. 49 NO. 3, PP. 211–231.



19. CASTERLINE, B.M., E. FEGRAUS, E. FUJIOKA, C. MANGIARDI, M. RILEY. 2003. COUNTY, CALIFORNIA PROBLEM STATEMENT AND RESEARCH APPROACH

20. CHEESEMAN, N., KANYINGA, K., LYNCH, G., RUTEERE, M. AND WILLIS, J. (2019), "KENYA'S 2017 ELECTIONS: WINNER-TAKES-ALL POLITICS AS USUAL?", JOURNAL OF EASTERN AFRICAN STUDIES, TAYLOR & FRANCIS, VOL. 13 NO. 2, PP. 215–234.

21. CLEVINGER, A.P., C. APPS, T. LEE, M. QUINN, D. PATON, D. POULTON, R. AMENT. 2010. HIGHWAY 3: TRANSPORTATION MITIGATION FOR WILDLIFE AND CONNECTIVITY IN THE CROWN OF THE CONTINENT ECOSYSTEM. REPORT PREPARED FOR WOODCOCK, WILBURFORCE AND CALGARY FOUNDATIONS. 54PP.

22. COST 341 HABITAT FRAGMENTATION DUE TO TRANSPORTATION INFRASTRUCTURE

23. CURRAN, M., KITEME, B., WÜNSCHER, T., KOELLNER, T. AND HELLWEG, S. (2016), "PAY THE FARMER, OR BUY THE LAND?- COST-EFFECTIVENESS OF PAYMENTS FOR ECOSYSTEM SERVICES VERSUS LAND PURCHASES OR EASEMENTS IN CENTRAL KENYA", ECOLOGICAL ECONOMICS, ELSEVIER B.V., VOL. 127, PP. 59–67.

24. CUSHMAN, S.A., MCRAE, B., ADRIAENSEN, F., BEIER, P., SHIRLEY, M. AND ZELLER, K. (2013), "BIOLOGICAL CORRIDORS AND CONNECTIVITY", KEY TOPICS IN CONSERVATION BIOLOGY 2, PP. 384–404.

25. D'ARCY, M. AND NISTOTSKAYA, M. (2019), "INTENSIFIED LOCAL GRIEVANCES, ENDURING NATIONAL CONTROL: THE POLITICS OF LAND IN THE 2017 KENYAN ELECTIONS", JOURNAL OF EASTERN AFRICAN STUDIES, TAYLOR & FRANCIS, VOL. 13 NO. 2, PP. 294–312.

26. DAMANIA, RICHARD; DESBUREAUX, SEBASTIEN; SCANDIZZO, PASQUALE LUCIO; MIKOU, MEHDI; GOHIL, DEEPALI; SAID, MOHAMMED. (2019) WHEN GOOD CONSERVATION BECOMES GOOD ECONOMICS : KENYA'S VANISHING HERDS. WORLD BANK, WASHINGTON, DC. WORLD BANK.

27. DAVID, L. AND FISTUNG, F.D. (2015), "SCIENTIFIC RESEARCH SUPPORT IN DEVELOPING SUSTAINABLE TRANSPORT IN ROMANIA", WORLD REVIEW OF SCIENCE, TECHNOLOGY AND SUSTAINABLE DEVELOPMENT, VOL. 12 NO. 1, PP. 49–66.

28. DOREMUS, H. (2003), "A POLICY PORTFOLIO APPROACH

TO BIODIVERSITY PROTECTION ON PRIVATE LANDS”, ENVIRONMENTAL SCIENCE AND POLICY, VOL. 6 NO. 3, PP. 217–232.

29. DRĂGOI, M. AND TOZA, V. (2019), “DID FORESTLAND RESTITUTION FACILITATE INSTITUTIONAL AMNESIA? SOME EVIDENCE FROM ROMANIAN FOREST POLICY”, LAND, VOL. 8 NO. 6, P. 99.

30. EVANS, D. (2012), “BUILDING THE EUROPEAN UNION’S NATURA 2000 NETWORK”, NATURE CONSERVATION, VOL. 1, PP. 11–26.

31. FERRETTI, V., POMARICO, S. (2013). AN INTEGRATED APPROACH FOR STUDYING THE LAND SUITABILITY FOR ECOLOGICAL CORRIDORS THROUGH SPATIAL MULTICRITERIA EVALUATIONS. ENVIRONMENT, DEVELOPMENT, AND SUSTAINABILITY, 15(3), 859-885.

32. FIDEL, JAMEY. (2007) ROUNDTABLE ON PARCELIZATION AND FOREST FRAGMENTATION: FINAL REPORT. VERMONT NATURAL RESOURCES COUNCIL.

33. FODEN, W. (2016), GUIDELINES FOR ASSESSING SPECIES’ VULNERABILITY TO CLIMATE CHANGE, GUIDELINES FOR ASSESSING SPECIES’ VULNERABILITY TO CLIMATE CHANGE, AVAILABLE AT:[HTTPS://DOI.ORG/10.2305/IUCN.CH.2016.SSC-OP.59](https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.2016.SSC-OP.59). EN.

34. FORMAN, R.T.T. AND BAUDRY, J., 1984. HEDGEROWS AND HEDGEROW NETWORKS IN LANDSCAPE ECOLOGY. ENVIRONMENTAL MANAGEMENT 8: 495–510.

35. GALLE, L., K. MARGOCZI, E. KOVACS, G. GYORFFY, L. KORMOCZI, AND L. NENETH. 1995. RIVER VALLEYS: ARE THEY ECOLOGICAL CORRIDORS? TISCIA [SZEGED, HUNGARY] 29:53–58. GARDNER, R. H., B. T. MILNE, M. G. TURNER, AND R. V. O’NEIL. 1987. NEUTRAL

36. GASCON, C., T. E. LOVEJOY, R. O. BIERREGAARD JR., J. R. MALCOLM, P. C. STOUFFER, H. L. VASCONCELOS, W. F. LAURANCE, B. ZIMMERMAN, M. TOCHER, AND S. BORGES. 1999. MATRIX HABITAT AND SPECIES RICHNESS IN TROPICAL FOREST REMNANTS. BIOLOGICAL CONSERVATION 91:223–229.

37. GITAHI, N. (2011), “CONSERVING WILDLIFE ON PRIVATE LAND: THE LEGAL FRAMEWORK FOR LAND OWNERSHIP AND NEW TOOLS FOR LAND CONSERVATION IN KENYA”, SMITHSONIAN CONTRIBUTIONS TO ZOOLOGY, NO. 632, PP. 95–103.

38. GOK. (1999) ENVIRONMENTAL MANAGEMENT AND CO-ORDINATION ACT (EMCA). NATIONAL COUNCIL FOR LAW REPORTING.

39. GOK. (2007) KENYA VISION 2030. NATIONAL COUNCIL FOR LAW REPORTING.).

40. GOK. (2010) AGRICULTURE SECTOR. AGRICULTURE SECTOR DEVELOPMENT STRATEGY 2010-2020.

41. GOK. (2010) CONSTITUTION OF KENYA. NATIONAL COUNCIL FOR LAW REPORTING.

42. GOK. (2012) COUNTY GOVERNMENTS ACT. NATIONAL COUNCIL FOR LAW REPORTING.

43. GOK. (2012) LAND ACT. NATIONAL COUNCIL FOR LAW REPORTING.

44. GOK. (2012) NATIONAL LAND COMMISSION. NATIONAL COUNCIL FOR LAW REPORTING.

45. GOK. (2012) NATIONAL POLICY FOR THE SUSTAINABLE DEVELOPMENT OF NORTHERN KENYA AND OTHER ARID LANDS.

46. GOK. (2012) OFFICE OF THE PRIME MINISTER: MINISTRY OF STATE FOR DEVELOPMENT OF NORTHERN KENYA AND OTHER ARID LANDS. VISION 2030: DEVELOPMENT STRATEGY FOR NORTHERN KENYA AND OTHER ARID LANDS.

47. GOK. (2012) TOURISM ACT. NATIONAL COUNCIL FOR LAW REPORTING.

48. GOK. (2013) AGRICULTURE AND FOOD AUTHORITY ACT. NATIONAL COUNCIL FOR LAW REPORTING.

49. GOK. (2013) MINISTRY OF ENVIRONMENT, WATER AND NATURAL RESOURCES. DRAFT NATIONAL WETLANDS CONSERVATION AND MANAGEMENT POLICY.

50. GOK. (2013) MINISTRY OF ENVIRONMENT, WATER AND NATURAL RESOURCES. NATIONAL ENVIRONMENT POLICY. KENYA: NAIROBI.

51. GOK. (2013) NATIONAL ENVIRONMENT POLICY. NATIONAL COUNCIL FOR LAW REPORTING.

52. GOK. (2013) WILDLIFE CONSERVATION AND MANAGEMENT ACT. NATIONAL COUNCIL FOR LAW REPORTING. AVAILABLE ONLINE: [HTTP://KENYALAW.ORG/LEX//ACTVIEW.XQ](http://kenyalaw.org/lex//actview.xq)

53. GOK. (2014) FOREST POLICY. NATIONAL COUNCIL FOR LAW REPORTING.).

54. GOK. (2016) CLIMATE CHANGE ACT. NATIONAL COUNCIL

FOR LAW REPORTING.

55. GOK. (2016) COMMUNITY LAND ACT. NATIONAL COUNCIL FOR LAW REPORTING.

56. GOK. (2016) FOREST CONSERVATION AND MANAGEMENT ACT. NATIONAL COUNCIL FOR LAW REPORTING.

57. GOK. (2016) PHYSICAL PLANNING DEPARTMENT: MINISTRY OF LANDS AND PHYSICAL PLANNING. NATIONAL LAND USE POLICY.

58. GOK. (2016) WATER ACT. NATIONAL COUNCIL FOR LAW REPORTING.

59. GOK. (2017) CLIMATE SMART AGRICULTURE STRATEGY. NATIONAL COUNCIL FOR LAW REPORTING.

60. GOK. (2017) MINISTRY OF AGRICULTURE, LIVESTOCK AND FISHERIES. KENYA CLIMATE SMART AGRICULTURE STRATEGY 2017-2026. KENYA: NAIROBI.

61. GOK. (2017) MINISTRY OF AGRICULTURE, LIVESTOCK AND FISHERIES. NATIONAL FOOD AND NUTRITION SECURITY POLICY IMPLEMENTATION FRAMEWORK, 2017-2022.

62. GOK. (2017) NATIONAL LAND USE POLICY. NATIONAL COUNCIL FOR LAW REPORTING.

63. GOK. (2017) WILDLIFE CONSERVATION AND MANAGEMENT POLICY. NATIONAL COUNCIL FOR LAW REPORTING.

64. GOK. (2018A) KENYA CLIMATE SMART AGRICULTURE IMPLEMENTATION FRAMEWORK-2018–2027. NATIONAL COUNCIL FOR LAW REPORTING.

65. GOK. (2018B) KENYA NATIONAL HIGHWAYS AUTHORITY. KENYA NATIONAL HIGHWAYS AUTHORITY STRATEGIC PLAN 2018/2019-2022/2023.

66. GOK. (2018C) KENYA ROADS BOARD. KENYA ROADS BOARD STRATEGIC PLAN 2018-2022.

67. GOK. (2019) AGRICULTURAL SECTOR TRANSFORMATION AND GROWTH STRATEGY. NATIONAL COUNCIL FOR LAW REPORTING.

68. GOK. (2019) IRRIGATION ACT. NATIONAL COUNCIL FOR LAW REPORTING.

69. GOK. (2019) MINISTRY OF AGRICULTURE, LIVESTOCK, FISHERIES AND IRRIGATION STATE DEPARTMENT FOR LIVESTOCK. DRAFT NATIONAL LIVESTOCK POLICY.

70. GOK. (2019) PHYSICAL AND LAND USE PLANNING ACT.

## NATIONAL COUNCIL FOR LAW REPORTING.

71. GOR (GOVERNMENT OF ROMANIA). 2001. LAW 350/2001/ (UPDATED IN 2017)—LAW ON SPATIAL PLANNING AND URBANISM

72. GOR. 2004. LAW 147/1996—LAW OF WATERS.

73. GOR. 2006. LAW NO. 407/2006 ON HUNTERS AND HUNTING FUND PROTECTION

74. GOR. 2008. LAW 46/2008—ROMANIAN FOREST CODE.

75. GOR. 2011. LAW NO. 49/2011 FOR THE APPROVAL OF GOVERNMENT EMERGENCY ORDINANCE NO. 57/2007 ON THE REGIME OF NATURAL PROTECTED AREAS, CONSERVATION OF NATURAL HABITATS, WILD FLORA AND FAUNA

76. GOR. 2012. THE NATIONAL STRATEGY FOR CLIMATE CHANGE 2013-2020

77. GOR. 2013A. GOVERNMENT EMERGENCY ORDINANCE 34/2013 ON MANAGEMENT AND EXPLOITATION OF PERMANENT GRASSLANDS.

78. GOR. 2013B. THE GENERAL TRANSPORT MASTER PLAN OF ROMANIA FOR THE PERIOD 2014-2030

79. GOR. 2014A. NATIONAL RURAL DEVELOPMENT PROGRAMME FOR THE 2014 – 2020 PERIOD

80. GOR. 2014B. NATIONAL STRATEGY AND ACTION PLAN FOR BIODIVERSITY CONSERVATION 2014 – 2020.

81. GOR. 2014C. THE NATIONAL STRATEGY FOR FLOOD RISK MANAGEMENT.

82. GOR. 2014D. THE NATIONAL WATER MANAGEMENT PLAN OF ROMANIA 2014-2020.

83. GOR. 2015. GOVERNMENT EMERGENCY ORDINANCE 3/2015 FOR APPROVAL OF PAYMENT SCHEMES FOR AGRICULTURE FOR 2015–2020.

84. GOR. 2016. ORDER NO. 46/2016 ON THE ESTABLISHMENT OF THE PROTECTED NATURAL HABITAT REGIME AND THE DECLARATION OF SITES OF COMMUNITY IMPORTANCE AS AN INTEGRAL PART OF THE EUROPEAN ECOLOGICAL NETWORK NATURA 2000 IN ROMANIA

85. GOR. 2017. ORDER NO. 1447/2017 REGARDING THE APPROVAL OF THE METHODOLOGY OF AWARDING IN ADMINISTRATION AND CUSTODY OF PROTECTED NATURAL AREAS

86. GOR. 2018. LAW 292/2018 ON THE ASSESSMENT OF THE IMPACT OF CERTAIN PUBLIC AND PRIVATE PROJECTS ON THE

---

ENVIRONMENT.

87. GOR. 2018. ROMANIA'S SUSTAINABLE DEVELOPMENT STRATEGY 2030

88. GOV. (2006) VERMONT COUNCIL ON PLANNING. VERMONT BY DESIGN: CHALLENGES AND RECOMMENDATIONS ON IMPROVING THE STRUCTURE OF PLANNING IN VERMONT.

89. GOV. (2010) VERMONT DEPARTMENT OF FORESTS, PARKS AND RECREATION: FORESTRY DIVISION, COUNTY FORESTER PROGRAM. USE VALUE APPRAISAL: PROGRAM MANUAL.

90. GOV. (2012) VERMONT DEPARTMENT OF TRANSPORTATION. VERMONT'S BEST MANAGEMENT PRACTICES FOR HIGHWAYS AND WILDLIFE CONNECTIVITY.

91. GOV. (2013) VERMONT FISH AND WILDLIFE DEPARTMENT; AGENCY OF NATURAL RESOURCES. CONSERVING VERMONT'S NATURAL HERITAGE: A GUIDE TO COMMUNITY-BASED PLANNING FOR THE CONSERVATION OF VERMONT'S FISH, WILDLIFE, AND BIOLOGICAL DIVERSITY. MONTPELIER, VERMONT.

92. GOV. (2015A) VERMONT DEPARTMENT OF FORESTS, PARKS AND RECREATION. 2015 VERMONT FOREST FRAGMENTATION REPORT. AGENCY OF NATURAL RESOURCES.

93. GOV. (2015B) VERMONT FISH AND WILDLIFE DEPARTMENT. VERMONT'S WILDLIFE ACTION PLAN. MONTPELIER, VERMONT.

94. GOV. (2017A) DEPARTMENT OF FORESTS, PARKS AND RECREATION. 2017 VERMONT FOREST ACTION PLAN. DIVISION OF FORESTS.

95. GOV. (2017B) VERMONT FISH AND WILDLIFE DEPARTMENT. VERMONT FISH AND WILDLIFE DEPARTMENT STRATEGIC PLAN 2017-2021.

96. GOV. (2018) VERMONT AGENCY OF TRANSPORTATION. VERMONT LONG-RANGE TRANSPORTATION PLAN.

97. GUNNINGHAM, N. AND YOUNG, M.D. (1997), "TOWARD OPTIMAL ENVIRONMENTAL POLICY: THE CASE OF BIODIVERSITY CONSERVATION", *ECOLOGY LAW QUARTERLY*, VOL. 24 NO. 2, PP. 243–298.

98. HARRIS, L. D., J. SCHECK. 1991. FROM IMPLICATIONS TO APPLICATIONS: THE DISPERSAL CORRIDOR PRINCIPLE APPLIED TO THE CONSERVATION OF BIOLOGICAL DIVERSITY. IN *NATURE CONSERVATION 2: THE ROLE OF CORRIDORS*, EDS. D. A. SAUNDERS AND R. J. HOBBS, PAGES 189–220. CHIPPING NORTON, NEW SOUTH

WALES, AUSTRALIA: SURREY BEATTY & SONS.

99. HARRISON, R. L. 1992. TOWARD A THEORY OF INTER-REFUGE CORRIDOR DESIGN. *CONSERVATION BIOLOGY* 6:293–295.

100. HARTMANN, S.A., STEYER, K., KRAUS, R.H.S., SEGELBACHER, G., NOWAK, C., 2013. POTENTIAL BARRIERS TO GENE FLOW IN THE ENDANGERED EUROPEAN WILDCAT (*FELIS SILVESTRIS*), *CONSERVATION GENETICS*, 14(2): 413–426

101. HELLER, N.E. AND ZAVALETA, E.S. (2009), “BIODIVERSITY MANAGEMENT IN THE FACE OF CLIMATE CHANGE: A REVIEW OF 22 YEARS OF RECOMMENDATIONS”, *BIOLOGICAL CONSERVATION*, ELSEVIER LTD, VOL. 142 NO. 1, PP. 14–32.

102. HILTY, J.\*, WORBOYS, G.L., KEELEY, A.\*, WOODLEY, S.\*, LAUSCHE, B., LOCKE, H., CARR, M., PULSFORD I., PITTOCK, J., WHITE, J.W., THEOBALD, D.M., LEVINE, J., REULING, M., WATSON, J.E.M., AMENT, R., AND TABOR, G.M.\* (2020). GUIDELINES FOR CONSERVING CONNECTIVITY THROUGH ECOLOGICAL NETWORKS AND CORRIDORS. BEST PRACTICE PROTECTED AREA GUIDELINES SERIES NO. 30. GLAND, SWITZERLAND: IUCN.

103. HILTY, J.A., A.T.H. KEELEY, W.Z. LIDICKER JR, AND A.M. MERENLENDER, 2019. CORRIDOR ECOLOGY: LINKING LANDSCAPES FOR BIODIVERSITY CONSERVATION AND CLIMATE ADAPTATION. 2ND ED. ISLAND PRESS.

104. HILTY, J. A., W. Z. LIDICKER, AND A. M. MERENLENDER. 2006. CORRIDOR ECOLOGY. THE SCIENCE AND PRACTICE OF LINKING LANDSCAPE FOR BIODIVERSITY CONSERVATION. ISLAND PRESS, WASHINGTON.

105. HOBBS R.J. & HOPKINS A.J.M. 1991. THE ROLE OF CONSERVATION CORRIDORS IN A CHANGING ENVIRONMENT, IN *NATURE CONSERVATION 2: THE ROLE OF CORRIDORS*: 281–290.

106. HOCKINGS, M., STOLTON, S, LEVERINGTON, F., DUDLEY, N., AND COURRAU, J. (2006). EVALUATING EFFECTIVENESS: A FRAMEWORK FOR ASSESSING MANAGEMENT EFFECTIVENESS OF PROTECTED AREAS. BEST PRACTICE PROTECTED AREAS GUIDELINE SERIES, NO. 14, 2ND ED. GLAND, SWITZERLAND AND CAMBRIDGE, UK: IUCN. [HTTPS://DOI.ORG/10.2305/IUCN.CH.2006.PAG.14.EN](https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.2006.PAG.14.EN).

107. HOWLETT, M. (2009), “GOVERNANCE MODES, POLICY REGIMES AND OPERATIONAL PLANS: A MULTI-LEVEL NESTED MODEL OF POLICY INSTRUMENT CHOICE AND POLICY DESIGN”,



POLICY SCIENCES, VOL. 42 NO. 1, PP. 73–89.

108. HOWLETT, M. AND RAYNER, J. (2007), “DESIGN PRINCIPLES FOR POLICY MIXES: COHESION AND COHERENCE IN ‘NEW GOVERNANCE ARRANGEMENTS’”, POLICY AND SOCIETY, VOL. 26 NO. 4, PP. 1–18.

109. HOWLETT, M., HOW, Y.P. AND DEL RIO, P. (2015), “THE PARAMETERS OF POLICY PORTFOLIOS: VERTICALITY AND HORIZONTALITY IN DESIGN SPACES AND THEIR CONSEQUENCES FOR POLICY MIX FORMULATION”. POLICY SCIENCES, 34(4).

110. HUIJSER, M.P., J. W. DUFFIELD, A.P. CLEVINGER, R.J. AMENT & P.T. MCGOWEN. 2009. COST-BENEFIT ANALYSES OF MITIGATION MEASURES AIMED AT REDUCING COLLISIONS WITH LARGE UNGULATES IN NORTH AMERICA; A DECISION SUPPORT TOOL. ECOLOGY AND SOCIETY 14(2): 15. [ONLINE] URL: [HTTP://WWW.ECOLOGYANDSOCIETY.ORG/VOL14/ISSUE2/ART15/](http://www.ecologyandsociety.org/vol14/issue2/art15/).

111. HUIJSER, M.P., P. MCGOWEN, J. FULLER, A. HARDY, A. KOCIOLEK, A.P. CLEVINGER, D. SMITH AND R. AMENT. 2007. WILDLIFE-VEHICLE COLLISION REDUCTION STUDY. REPORT TO U.S. CONGRESS. U.S. DEPARTMENT OF TRANSPORTATION, FEDERAL HIGHWAY ADMINISTRATION, WASHINGTON D.C. [HTTP://ENVIRONMENT.FHWA.DOT.GOV/ECOSYSTEMS/WVC/INDEX.ASP](http://environment.fhwa.dot.gov/ecosystems/wvc/index.asp)

112. HURLEY, J.M., GINGER, C. AND CAPEN, D.E. (2002), “PROPERTY CONCEPTS, ECOLOGICAL THOUGHT, AND ECOSYSTEM MANAGEMENT: A CASE OF CONSERVATION POLICY MAKING IN VERMONT”, SOCIETY & NATURAL RESOURCES, VOL. 15 NO. 4, PP. 295–31

113. IOJĂ, C.I., PĂTROESCU, M., ROZYŁOWICZ, L., POPESCU, V.D., VERGHELEȚ, M., ZOTTA, M.I. AND FELCIUC, M. (2010), “THE EFFICACY OF ROMANIA’S PROTECTED AREAS NETWORK IN CONSERVING BIODIVERSITY”, BIOLOGICAL CONSERVATION, VOL. 143 NO. 11, PP. 2468–2476.

114. IUPELL, B., BEKKER, G.J., CUPERUS, R., DUFEK, J., FRY, G., HICKS, C., HLAVÁČ, V., KELLER, V., B., ROSELL, C., SANGWINE, T., TØRSLØV, N., WANDALL, B. LE MAIRE, (EDS.) 2003. WILDLIFE AND TRAFFIC: A EUROPEAN HANDBOOK FOR IDENTIFYING CONFLICTS AND DESIGNING SOLUTIONS.

115. JAMES E.M. WATSON, KENDALL R. JONES, RICHARD A. FULLER, MORENO DI MARCO, DANIEL B. SEGAN, STUART H.M. BUTCHART, JAMES R. ALLAN, EVE MCDONALD-MADDEN,

OSCAR VENTER. PERSISTENT DISPARITIES BETWEEN RECENT RATES OF HABITAT CONVERSION AND PROTECTION AND IMPLICATIONS FOR FUTURE GLOBAL CONSERVATION TARGETS. 2016. CONSERVATION LETTERS, NOVEMBER/DECEMBER 2016, 9(6), 413–421

116. JĘDRZEJEWSKI W, ROBINSON HS, ABARCA M, ZELLER KA, VELASQUEZ G, PAEMELAERE EAD, ET AL. 2018. ESTIMATING LARGE CARNIVORE POPULATIONS AT GLOBAL SCALE BASED ON SPATIAL PREDICTIONS OF DENSITY AND DISTRIBUTION – APPLICATION TO THE JAGUAR (*PANTHERA ONCA*). PLOS ONE 13(3): E0194719. [HTTPS://DOI.ORG/10.1371/JOURNAL.PONE.0194719](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0194719)

117. JOHNSON, C. W., CALHOUN, C. D., 1999. CONSERVATION CORRIDOR PLANNING AT THE LANDSCAPE LEVEL. DISPONIBIL LA: [WWW.NRCS.USDA.GOV/](http://WWW.NRCS.USDA.GOV/)

118. JONGMAN R. H. G., BOUWMA I.M., GRIFFIOEN A., JONES-WALTERS L., VAN DOORN A.M., 2011. THE PAN EUROPEAN ECOLOGICAL NETWORK: PEEN, LANDSCAPE ECOLOGY 26 (3): 311-326.

119. JONGMAN, R., AND G. PUNGETTI. 2004. ECOLOGICAL NETWORKS AND GREENWAYS - CONCEPT, DESIGN, IMPLEMENTATION. CAMBRIDGE UNIVERSITY PRESS, NEW YORK.

120. KATI, V., HOVARDAS, T., DIETERICH, M., IBISCH, P.L., MIHOK, B. AND SELVA, N. (2015), “THE CHALLENGE OF IMPLEMENTING THE EUROPEAN NETWORK OF PROTECTED AREAS NATURA 2000”, CONSERVATION BIOLOGY, VOL. 29 NO. 1, PP. 260–270.

121. KEELEY, A.T.H., ACKERLY, D.D., CAMERON, D.R., HELLER, N.E., HUBER, P.R., SCHLOSS, C.A., THORNE, J.H., ET AL. (2018), “NEW CONCEPTS, MODELS, AND ASSESSMENTS OF CLIMATE-WISE CONNECTIVITY”, ENVIRONMENTAL RESEARCH LETTERS, VOL. 13 NO. 7, AVAILABLE AT: [HTTPS://DOI.ORG/10.1088/1748-9326/AACB85](https://doi.org/10.1088/1748-9326/aacb85).

122. KEELEY, A.T.H., BEIER, P., CREECH, T., JONES, K., JONGMAN, R.H.G., STONECIPHER, G. AND TABOR, G.M. (2019), “THIRTY YEARS OF CONNECTIVITY CONSERVATION PLANNING: AN ASSESSMENT OF FACTORS INFLUENCING PLAN IMPLEMENTATION”, ENVIRONMENTAL RESEARCH LETTERS, IOP PUBLISHING, VOL. 14 NO. 10, AVAILABLE AT: [HTTPS://DOI.ORG/10.1088/1748-9326/AB3234](https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab3234).

123. KEETON, WILLIAM S; VANDOREN, WILLIAM; KERCHNER, CHARLES; FUQUA, MACKENZIE. (2018) VERMONT FOREST

CARBON: A MARKET OPPORTUNITY FOR FORESTLAND OWNERS. CARBON DYNAMICS LAB, UNIVERSITY OF VERMONT. VERMONT LAND TRUST.

124. KETTUNEN, M, TERRY, A., TUCKER, G., JONES A., 2007. GUIDANCE ON THE MAINTENANCE OF LANDSCAPE FEATURES OF MAJOR IMPORTANCE FOR WILD FLORA AND FAUNA - GUIDANCE ON THE IMPLEMENTATION OF ARTICLE 3 OF THE BIRDS DIRECTIVE (79/409/EEC) AND ARTICLE 10 OF THE HABITATS DIRECTIVE (92/43/EEC). INSTITUTE FOR EUROPEAN ENVIRONMENTAL POLICY (IEEP), BRUSSELS, 114 PP. & ANNEXES.

125. KIMITI, K.S., WESTERN, D., MBAU, J.S. AND WASONGA, O.V. (2018), "IMPACTS OF LONG-TERM LAND-USE CHANGES ON HERD SIZE AND MOBILITY AMONG PASTORAL HOUSEHOLDS IN AMBOSELI ECOSYSTEM , KENYA", ECOLOGICAL PROCESSES, AVAILABLE AT: [HTTPS://DOI.ORG/10.1186/S13717-018-0115-Y](https://doi.org/10.1186/s13717-018-0115-y).

126. KLYZA, C. M., & TROMBULAK, S. C. 2015. THE STORY OF VERMONT: A NATURAL AND CULTURAL HISTORY. UNIVERSITY PRESS OF NEW ENGLAND.

127. KETTUNEN, M., TORKLER, P. AND RAYMENT, M. 2014. FINANCING NATURA 2000 GUIDANCE HANDBOOK. PART I – EU FUNDING OPPORTUNITIES IN 2014-2020, A PUBLICATION COMMISSIONED BY THE EUROPEAN COMMISSION DG ENVIRONMENT.

128. KNORN, J., KUEMMERLE, T., RADELOFF, V.C., KEETON, W.S., GANCZ, V., BIRIŞ, I.A., SVOBODA, M., ET AL. (2013), "CONTINUED LOSS OF TEMPERATE OLD-GROWTH FORESTS IN THE ROMANIAN CARPATHIANS DESPITE AN INCREASING PROTECTED AREA NETWORK", ENVIRONMENTAL CONSERVATION, VOL. 40 NO. 2, PP. 182–193.

129. KNORN, J., KUEMMERLE, T., RADELOFF, V.C., SZABO, A., MINDRESCU, M., KEETON, W.S., ABRUDAN, I., ET AL. (2012), "FOREST RESTITUTION AND PROTECTED AREA EFFECTIVENESS IN POST-SOCIALIST ROMANIA", BIOLOGICAL CONSERVATION, ELSEVIER LTD, VOL. 146 NO. 1, PP. 204–212.

130. KUBES J. 1996. BIOCENTRES AND CORRIDORS IN A CULTURAL LANDSCAPE: A CRITICAL ASSESSMENT OF THE TERRITORIAL SYSTEM OF ECOLOGICAL STABILITY. LANDSCAPE AND URBAN PLANNING 35:231–240.

131. KWS BIODIVERSITY PLANNING, ASSESSMENT &

COMPLIANCE DEPARTMENT. (2008) AMBOSELI ECOSYSTEM MANAGEMENT PLAN 2008-2018. KWS PROTECTED AREAS PLANNING FRAMEWORK.

132. LAMBECK, R. J. 1997. FOCAL SPECIES: A MULTI-SPECIES UMBRELLA FOR NATURE CONSERVATION. CONSERVATION BIOLOGY 11:849–856.

133. LAURANCE, W. F. 1990. COMPARATIVE RESPONSES OF FIVE ARBOREAL MARSUPIALS TO TROPICAL FOREST FRAGMENTATION. JOURNAL OF MAMMALOGY 71:641–653.

134. LAUSCHE, B., FARRIER, D., VERSCHUUREN, J., LA VIÑA, A.G.M., TROUWBORST, A. AND CHARLES-HUBERT, B.L.A. (2013), THE LEGAL ASPECTS OF CONNECTIVITY CONSERVATION. A CONCEPT PAPER, IUCN ENVIRONMENTAL POLICY AND LAW PAPER, VOL. 85,

135. LEE, T., CLEVINGER, A. AND R. AMENT. 2012. HIGHWAY WILDLIFE MITIGATION OPPORTUNITIES FOR THE TRANS-CANADA HIGHWAY IN THE BOW VALLEY. FINAL REPORT. G8 LEGACY FUND, ALBERTA ECOTRUST FOUNDATION. 72PP.

136. LINDENMAYER, D. B., AND H. A. NIX. 1993. ECOLOGICAL PRINCIPLES FOR THE DESIGN OF WILDLIFE CORRIDORS. CONSERVATION BIOLOGY 7:627–630.

137. LYNN, L.E.J., HEINRICH, C.J., HILL, C.J. AND JR, L.E.L. (2000), “STUDYING GOVERNANCE AND PUBLIC MANAGEMENT: CHALLENGES AND PROSPECTS”, JOURNAL OF PUBLIC ADMINISTRATION RESEARCH AND THEORY, VOL. 10 NO. 2, PP. 233–261.

138. MANOLACHE, S., CIOCANEA, C.M., ROZYLOWICZ, L. AND NITA, A. (2017), “NATURA 2000 IN ROMANIA - A DECADE OF GOVERNANCE CHALLENGES”, EUROPEAN JOURNAL OF GEOGRAPHY, VOL. 8 NO. 2, PP. 24–34.

139. MAY, P.J. (2012), “POLICY DESIGN AND IMPLEMENTATION”, THE SAGE HANDBOOK OF PUBLIC ADMINISTRATION, PP. 279–291.

140. MCDOWELL C., LOW A. B., ȘI MCKENZIE B. 1991. NATURAL REMNANTS AND CORRIDORS IN GREATER CAPE TOWN: THEIR ROLE IN THREATENED PLANT CONSERVATION. PAG. 27-39 ÎN SAUNDERS D. A. ȘI HOBBS L. J. THE ROLE OF CORRIDORS. SURREY BEATTY, CHIPPING NORTON, NEW SOUTH WALES, AUSTRALIA.

141. MEIKLEJOHN, K., R. AMENT, & G. TABOR. 2009. HABITAT CORRIDORS & LANDSCAPE CONNECTIVITY: CLARIFYING

THE TERMINOLOGY. CENTER FOR LARGE LANDSCAPE CONSERVATION. BOZEMAN, MT. 6 PP.

142. MIKULCAK, F., NEWIG, J., MILCU, A.I., HARTEL, T. AND FISCHER, J. (2013), “INTEGRATING RURAL DEVELOPMENT AND BIODIVERSITY CONSERVATION IN CENTRAL ROMANIA”, ENVIRONMENTAL CONSERVATION, VOL. 40 NO. 2, PP. 129–137.

143. MOULTON, S. AND SANDFORT, J.R. (2016), “THE STRATEGIC ACTION FIELD FRAMEWORK FOR POLICY IMPLEMENTATION RESEARCH”, POLICY STUDIES JOURNAL, VOL. 00 NO. 00, PP. 1–26.

144. MUNTEAN, O.L., IONESCU-TĂMAȘ, C.T. AND MĂCICĂȘAN, V. (2019), “STRATEGIC ENVIRONMENTAL ASSESSMENT IN ROMANIA: BETWEEN BENEFITS AND CONSTRAINTS”, IMPACT ASSESSMENT AND PROJECT APPRAISAL, TAYLOR & FRANCIS, VOL. 37 NO. 3–4, PP. 292–298.

145. MUNTEANU, C., NITA, M.D., ABRUDAN, I.V. AND RADELOFF, V.C. (2016), “HISTORICAL FOREST MANAGEMENT IN ROMANIA IS IMPOSING STRONG LEGACIES ON CONTEMPORARY FORESTS AND THEIR MANAGEMENT”, FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT, ELSEVIER B.V., VOL. 361, PP. 179–193.

146. MUNTEANU, M. AND SERVILLO, L. (2014), “ROMANIAN SPATIAL PLANNING SYSTEM: POST-COMMUNIST DYNAMICS OF CHANGE AND EUROPEANIZATION PROCESSES”, EUROPEAN PLANNING STUDIES, TAYLOR & FRANCIS, VOL. 22 NO. 11, PP. 2248–2267.

147. NEG; ECP. (2016) RESOLUTION ON ECOLOGICAL CONNECTIVITY, ADAPTATION TO CLIMATE CHANGE, AND BIODIVERSITY CONSERVATION. 40TH ANNUAL CONFERENCE OF NEW ENGLAND GOVERNORS AND EASTERN CANADIAN PREMIERS. BOSTON, MASSACHUSETTS.

148. NELSON, FRED. (2010) COMMUNITY RIGHTS, CONSERVATION AND CONTESTED LAND: THE POLITICS OF NATURAL RESOURCE GOVERNANCE IN AFRICA. INTERNATIONAL INSTITUTE FOR ENVIRONMENT AND DEVELOPMENT, EARTHSCAN.

149. NICULAE, M.-I., NITA, M.R., VANAU, G.O. AND PATROESCU, M. (2016), “EVALUATING THE FUNCTIONAL CONNECTIVITY OF NATURA 2000 FOREST PATCH FOR MAMMALS IN ROMANIA”, PROCEDIA ENVIRONMENTAL SCIENCES, ELSEVIER B.V., VOL. 32, PP. 28–37.

150. NILSSON, M., ZAMPARUTTI, T., PETERSEN, J.E., NYKVIST, B., RUDBERG, P. AND MCGUINN, J. (2012), "UNDERSTANDING POLICY COHERENCE: ANALYTICAL FRAMEWORK AND EXAMPLES OF SECTOR-ENVIRONMENT POLICY INTERACTIONS IN THE EU", ENVIRONMENTAL POLICY AND GOVERNANCE, VOL. 22 NO. 6, PP. 395–423.

151. NOSS, R.F., 1991. EFFECTS OF EDGE AND INTERNAL PATCHINESS ON AVIAN HABITAT USE IN AN OLDGROWTH FLORIDA HAMMOCK. NATURAL AREAS JOURNAL 11:34–37.

152. ODUOR, A.M.O. (2020), "LIVELIHOOD IMPACTS AND GOVERNANCE PROCESSES OF COMMUNITY-BASED WILDLIFE CONSERVATION IN MAASAI MARA ECOSYSTEM, KENYA", JOURNAL OF ENVIRONMENTAL MANAGEMENT, ELSEVIER LTD, VOL. 260 NO. JUNE 2019, P. 110133.

153. OGUTU, J.O., PIEPHO, H.-P., SAID, M.Y. AND KIFUGO, S.C. (2014), "HERBIVORE DYNAMICS AND RANGE CONTRACTION IN KAJIADO COUNTY KENYA: CLIMATE AND LAND USE CHANGES, POPULATION PRESSURES, GOVERNANCE, POLICY AND HUMAN-WILDLIFE CONFLICTS", THE OPEN ECOLOGY JOURNAL, VOL. 7 NO. 1, PP. 9–31.

154. OKELLO, M.M. AND KIOKO, J.M. (2011), "A FIELD STUDY IN THE STATUS AND THREATS OF CULTIVATION IN KIMANA AND ILCHALAI SWAMPS IN AMBOSELI DISPERSAL AREA, KENYA", NATURAL RESOURCES, VOL. 02 NO. 04, PP. 197–211.

155. OLDFIELD T. E. E., SMITH R. J., HARROP S. R., LEADER-WILLIAMS N. 2004. A GAP ANALYSIS OF TERRESTRIAL PROTECTED AREAS IN ENGLAND AND ITS IMPLICATIONS FOR CONSERVATION POLICY. BIOLOGICAL CONSERVATION 120:307–313.

156. PETERS, B.G. (2015), THE POLITICS OF BUREAUCRACY: AN INTRODUCTION TO COMPARATIVE PUBLIC ADMINISTRATION, ROUTLEDGE.

157. PRIDHAM, G. (2007). THE SCOPE AND LIMITATIONS OF POLITICAL CONDITIONALITY: ROMANIA'S ACCESSION TO THE EUROPEAN UNION. COMPARATIVE EUROPEAN POLITICS, 5(4), 347-376.

158. PULLIAM H. R. 1988. SOURCES, SINKS, AND POPULATION REGULATION. AMERICAN NATURALIST, 132, 652–661

159. RICKETTS, T. H., G. C. DAILY, P. R. EHRlich, AND J. P. FAY. 2001. COUNTRYSIDE BIOGEOGRAPHY OF MOTHS IN A



FRAGMENTED LANDSCAPE: SPECIES RICHNESS IN NATIVE AND AGRICULTURAL HABITATS. *CONSERVATION BIOLOGY* 15:378–389.

160. ROBERGE, J. M., ANGELSTAM, P. 2004. USEFULNESS OF THE UMBRELLA SPECIES CONCEPT AS A CONSERVATION TOOL. *CONSERVATION BIOLOGY* 18:76–85.

161. ROSENBERG, D. K., B. R. NOON, AND E. C. MESLOW. 1997. BIOLOGICAL CORRIDORS: FORM, FUNCTION, AND EFFICACY. *BIOSCIENCE* 47:677–687. *CONSERVATION BIOLOGY* 7:94–108.

162. RUDNICK, D., A., E., RYAN, S.J., BEIER, P., CUSHMAN, S.A., DIEFFENBACH, F., EPPS, C.W., ET AL. (2012), “THE ROLE OF LANDSCAPE CONNECTIVITY IN PLANNING AND IMPLEMENTING CONSERVATION AND RESTORATION PRIORITIES”, *ISSUES IN ECOLOGY*, NO. 16, PP. 1–23.

163. SAARMAN, E., GLEASON, M., UGORETZ, J., AIRAME, S., CARR, M.H., FOX, E.W., FRIMODIG, A., MASON, T., AND VASQUES, J. (2013). ‘THE ROLE OF SCIENCE IN SUPPORTING MARINE PROTECTED AREA NETWORK PLANNING AND DESIGN IN CALIFORNIA’. *OCEAN AND COASTAL MANAGEMENT* 74:45–56. [HTTPS://DOI.ORG/10.1016/J.OCECOAMAN.2012.08.021](https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2012.08.021).

164. SABATIER, P. A. (1986), “TOP-DOWN AND BOTTOM-UP APPROACHES TO IMPLEMENTATION RESEARCH: A CRITICAL ANALYSIS AND SUGGESTED SYNTHESIS”, *JOURNAL OF PUBLIC POLICY*, VOL. 6 NO. 01, P. 21.

165. SAMWAYS M. J., BAZELET C. S., PRYKE J. S. 2010. PROVISION OF ECOSYSTEM SERVICES BY LARGE SCALE CORRIDORS AND ECOLOGICAL NETWORKS. *BIODIVERSITY AND CONSERVATION* 19:2949–2962.

166. SANFORD, R. AND STROUD, H.B. (1997), “VERMONT’S ACT 250 LEGISLATION: A CITIZEN-BASED RESPONSE TO RAPID GROWTH AND DEVELOPMENT”, *LAND USE POLICY*, VOL. 14 NO. 4, PP. 239–256.

167. SALDAÑA, J. (2015). *THE CODING MANUAL FOR QUALITATIVE RESEARCHERS*. SAGE.

168. SANFORD, R.M. AND STROUD, H.B. (2000), “EVALUATING THE EFFECTIVENESS OF ACT 250 IN PROTECTING VERMONT STREAMS”, *JOURNAL OF ENVIRONMENTAL PLANNING AND MANAGEMENT*, VOL. 43 NO. 5, PP. 623–641.

169. SAURA, S., BERTZKY, B., BASTIN, L., BATTISTELLA, L., MANDRICI, A. AND DUBOIS, G. (2018), “PROTECTED AREA



CONNECTIVITY: SHORTFALLS IN GLOBAL TARGETS AND COUNTRY-LEVEL PRIORITIES”, *BIOLOGICAL CONSERVATION*, ELSEVIER, VOL. 219 NO. JULY 2017, PP. 53–67.

170. SAURA, S., L. BASTIN, L. BATTISTELLA, A. MANDRICI, AND G. G. DUBOIS. 2017. PROTECTED AREAS IN THE WORLD’S ECOREGIONS: HOW WELL CONNECTED ARE THEY? *ECOLOGICAL INDICATORS* 76:144-158.

171. SCHNEIDER, A., INGRAM, H. AND SCHNEIDER AND HELEN INGRAM, A. (1990), “BEHAVIORAL ASSUMPTIONS OF POLICY TOOLS”, *JOURNAL OF POLITICS*, VOL. 52 NO. 2, P. 510.

172. SCRIBAN, R.E., NICHIFOREL, L., BOURIAUD, L.G., BARNOAIEA, I., COSOFRET, V.C. AND BARBU, C.O. (2019), “GOVERNANCE OF THE FOREST RESTITUTION PROCESS IN ROMANIA: AN APPLICATION OF THE DPSIR MODEL”, *FOREST POLICY AND ECONOMICS*, ELSEVIER, VOL. 99 NO. MARCH, PP. 59–67.

173. SIMPSON, G.G. 1936. DATA ON THE RELATIONSHIPS OF LOCAL AND CONTINENTAL MAMMALIAN FAUNAS. *JOURNAL OF PALEONTOLOGY*, 10, PP. 410-414. SEPP

174. SORAN V., BIRO J., MOLDOVAN O., ARDELEAN A. 2000. CONSERVATION OF BIODIVERSITY IN ROMANIA. *BIODIVERSITY AND CONSERVATION* 9:1187–1198.

175. SORENSON, E., ZAINO, R., HIKE, J., & THOMPSON, E. (2015). VERMONT CONSERVATION DESIGN: MAINTAINING AND ENHANCING AN ECOLOGICALLY FUNCTIONAL LANDSCAPE. VERMONT FISH AND WILDLIFE DEPARTMENT AND VERMONT LAND TRUST.

176. SOTIROV, M. AND ARTS, B. (2018), “INTEGRATED FOREST GOVERNANCE IN EUROPE: AN INTRODUCTION TO THE SPECIAL ISSUE ON FOREST POLICY INTEGRATION AND INTEGRATED FOREST MANAGEMENT”, *LAND USE POLICY*, ELSEVIER, VOL. 79 NO. NOVEMBER 2017, PP. 960–967.

177. SOULÉ M.E. ŞI GILPIN M.E. 1991. THE THEORY OF WILDLIFE CORRIDOR CAPABILITY. ÎN: *NATURE CONSERVATION 2: THE ROLE OF CORRIDORS* (SAUNDERS D.A. ŞI HOBBS R.J.), PP. 3–8. SURREY BEATTY AND SONS, CHIPPING NORTON.

178. STANCIOIU, P., ABRUDAN, I. AND DUTCA, I. (2010), “THE NATURA2000 ECOLOGICAL NETWORK AND FORESTS IN ROMANIA: IMPLICATIONS ON MANAGEMENT AND ADMINISTRATION”,

INTERNATIONAL FORESTRY REVIEW, VOL. 12 NO. 1, PP. 106–113.

179. STĂNCIOIU, P.T., NIȚĂ, M.D. AND LAZĂR, G.E. (2018), “FORESTLAND CONNECTIVITY IN ROMANIA—IMPLICATIONS FOR POLICY AND MANAGEMENT”, LAND USE POLICY, VOL. 76 NO. FEBRUARY, PP. 487–499.

180. STEAD, D. AND MEIJERS, E. (2009), “SPATIAL PLANNING AND POLICY INTEGRATION: CONCEPTS, FACILITATORS AND INHIBITORS”, PLANNING THEORY AND PRACTICE, VOL. 10 NO. 3, PP. 317–332.

181. STRINGER, L.C., SCRIECIU, S.S. AND REED, M.S. (2009), “BIODIVERSITY, LAND DEGRADATION , AND CLIMATE CHANGE : PARTICIPATORY PLANNING IN ROMANIA”, APPLIED GEOGRAPHY, ELSEVIER LTD, VOL. 29 NO. 1, PP. 77–90.

182. THE STAYING CONNECTED INITIATIVE. (2011) CONNECTIVITY AREAS AND HABITAT BLOCKS: A REGIONAL PERSPECTIVE. MAP. LAYERS: VERMONT FISH AND WILDLIFE, VERMONT LAND TRUST, VCGI.

183. THORNE, J. F. 1993. LANDSCAPE ECOLOGY: A FOUNDATION FOR GREENWAY DESIGN. IN SMITH AND HELLMUND 1993, 23–42. TILMAN, D., C. L. LEHMAN, AND P. KAREIVA. 1997. POPULATION DYNAMICS IN SPATIAL HABITATS. IN SPATIAL ECOLOGY: THE ROLE OF SPACE IN POPULATION DYNAMICS AND INTERSPECIFIC INTERACTIONS, EDS. D. TILMAN AND P. KAREIVA, PAGES 3–20. PRINCETON, NJ: PRINCETON UNIVERSITY PRESS. DISPONIBIL LA: WWW.BOOKS.GOOGLE.COM

184. TILMAN, D., C. L. LEHMAN, AND P. KAREIVA. 1997. POPULATION DYNAMICS IN SPATIAL HABITATS. IN SPATIAL ECOLOGY: THE ROLE OF SPACE IN POPULATION DYNAMICS AND INTERSPECIFIC INTERACTIONS, EDS. D. TILMAN AND P. KAREIVA, PAGES 3–20. PRINCETON, NJ: PRINCETON UNIVERSITY PRESS.

185. TRIVELLINI, G., LUDOVICI, A.A., BELARDI, M., 2013. RAPID ASSESSMENT OF BIODIVERSITY IN PRIORITY CONSERVATION AREAS AND CORRIDORS IN THE ALPS. METHODOLOGICAL GUIDELINES. WWF EUROPEAN ALPINE PROGRAMME.

186. TUCKER MA, BÖHNING-GAESE K, FAGAN WF, FRYXELL JM, VAN MOORTER B, ALBERTS SC, ALI AH, ALLEN AM, ATTIAS N, AVGAR T, BARTLAM-BROOKS H, BAYARBAATAR B, BELANT JL, BERTASSONI A, BEYER D, BIDNER L, VAN BEEST FM, BLAKE S, BLAUM N, BRACIS C, BROWN D, DE BRUYN PJN, CAGNACCI

F, CALABRESE JM, CAMILO-ALVES C, CHAMAILLÉ-JAMMES S, CHIARADIA A, DAVIDSON SC, DENNIS T, DESTEFANO S, DIEFENBACH D, DOUGLAS-HAMILTON I, FENNESSY J, FICHEL C, FIEDLER W, FISCHER C, FISCHHOFF I, FLEMING CH, FORD AT, FRITZ SA, GEHR B, GOHEEN JR, GURARIE E, HEBBLEWHITE M, HEURICH M, HEWISON AJM, HOF C, HURME E, ISBELL LA, JANSSEN R, JELTSCH F, KACZENSKY P, KANE A, KAPPELER PM, KAUFFMAN M, KAYS R, KIMUYU D, KOCH F, KRANSTAUBER B, LAPOINT S, LEIMGRUBER P, LINNELL JDC, LÓPEZ-LÓPEZ P, MARKHAM AC, MATTISSON J, MEDICI EP, MELLONE U, MERRILL E, DE MIRANDA MOURÃO G, MORATO RG, MORELLET N, MORRISON TA, DÍAZ-MUÑOZ SL, MYSTERUD A, NANDINTSETSEG D, NATHAN R, NIAMIR A, ODDEN J, O'HARA RB, OLIVEIRA-SANTOS LGR, OLSON KA, PATTERSON BD, CUNHA DE PAULAR, PEDROTTI L, REINEKING B, RIMMLER M, ROGERS TL, ROLANDSEN CM, ROSENBERY CS, RUBENSTEIN DI, SAFI K, SAÏD S, SAPIR N, SAWYER H, SCHMIDT NM, SELVA N, SERGIEL A, SHILEGDAMBA E, SILVA JP, SINGH N, SOLBERG EJ, SPIEGEL O, STRAND O, SUNDARESAN S, ULLMANN W, VOIGT U, WALL J, WATTLES D, WIKELSKI M, WILMERS CC, WILSON JW, WITTEMYER G, ZIĘBA F, ZWIJACZ-KOZICA T, MUELLER T. (2018) MOVING IN THE ANTHROPOCENE: GLOBAL REDUCTIONS IN TERRESTRIAL MAMMALIAN MOVEMENTS. *SCIENCE*. 359(6374):466-469. DOI: 10.1126/SCIENCE.AAM9712. PMID: 29371471.

187. VAN DER SLUIS T., BLOEMMEN M., BOUWMA I.M. 2004. EUROPEAN CORRIDORS: STRATEGIES FOR CORRIDOR DEVELOPMENT FOR TARGET SPECIES, ECNC, TILBURG, THE NETHERLANDS & ALTERRA, 32P.

188. VENTER, O., SANDERSON, E.W., MAGRACH, A., ALLAN, J.R., BEHER, J., JONES, K.R., POSSINGHAM, H.P., ET AL. (2016), "SIXTEEN YEARS OF CHANGE IN THE GLOBAL TERRESTRIAL HUMAN FOOTPRINT AND IMPLICATIONS FOR BIODIVERSITY CONSERVATION", *NATURE COMMUNICATIONS*, VOL. 7, PP. 1–11.

189. VNRC. (2013) COMMUNITY STRATEGIES FOR VERMONT'S FORESTS AND WILDLIFE: A GUIDE FOR LOCAL ACTION. VERMONT NATURAL RESOURCES COUNCIL.

190. VONHEDEMANN, N., WURTZEBACH, Z., TIMBERLAKE, T. J., SINKULAR, E., & SCHULTZ, C. A. (2020). FOREST POLICY AND MANAGEMENT APPROACHES FOR CARBON DIOXIDE REMOVAL.

INTERFACE FOCUS, 10(5), 20200001.

191. WATSON, J. E. M., K. R. JONES, R. A. FULLER, M. D. MARCO, D. B. SEGAN, S. H. M. BUTCHART, J. R. ALLAN, E. MCDONALD-MADDEN, AND O. VENTER. 2016. PERSISTENT DISPARITIES BETWEEN RECENT RATES OF HABITAT CONVERSION AND PROTECTION AND IMPLICATIONS FOR FUTURE GLOBAL CONSERVATION TARGETS. CONSERVATION LETTERS 9:413-421.

192. WALKER, H., SPALING, H. AND SINCLAIR, A.J. (2016), "TOWARDS A HOME-GROWN APPROACH TO STRATEGIC ENVIRONMENTAL ASSESSMENT: ADAPTING PRACTICE AND PARTICIPATION IN KENYA", IMPACT ASSESSMENT AND PROJECT APPRAISAL, TAYLOR & FRANCIS, VOL. 34 NO. 3, PP. 186–198.

193. WESTERN, DAVID; MOSE, VICTOR N. (2020) BUCKING THE DISMAL DECLINE IN WILDLIFE: AMBOSELI NUMBERS ARE GOING UP. AFRICAN CONSERVATION CENTRE-AMBOSELI CONSERVATION PROGRAM (ACP).

194. WESTERN, D., GROOM, R. AND WORDEN, J. (2009), "THE IMPACT OF SUBDIVISION AND SEDENTARIZATION OF PASTORAL LANDS ON WILDLIFE IN AN AFRICAN SAVANNA ECOSYSTEM", BIOLOGICAL CONSERVATION, ELSEVIER LTD, VOL. 142 NO. 11, PP. 2538–2546.

195. WESTERN, D., NIGHTINGALE, D.L.M., MOSE, V.N., SIPITIEK, J.O. AND KIMITI, K.S. (2019), "VARIABILITY AND CHANGE IN MAASAI VIEWS OF WILDLIFE AND THE IMPLICATIONS FOR CONSERVATION", HUMAN ECOLOGY, HUMAN ECOLOGY, PP. 205–216.

196. WILDLIFE WORKS. (2016) CHYULU HILLS REDD+ PROJECT MONITORING AND IMPLEMENTATION REPORT. VCS VERSION 3, CCB STANDARDS SECOND EDITION. THE CLIMATE, COMMUNITY, AND BIODIVERSITY STANDARDS. VERIFIED CARBON STANDARD (VCS).

197. WILY, L.A. (2018), "THE COMMUNITY LAND ACT IN KENYA OPPORTUNITIES AND CHALLENGES FOR COMMUNITIES", LAND, VOL. 7 NO. 1,

198. WINKEL, G., BLONDET, M., BORRASS, L., FREI, T., GEITZENAUER, M., GRUPPE, A., ... & WINTER, S. (2015). THE IMPLEMENTATION OF NATURA 2000 IN FORESTS: A TRANS-AND INTERDISCIPLINARY ASSESSMENT OF CHALLENGES AND CHOICES. ENVIRONMENTAL SCIENCE & POLICY, 52, 23-32.

199. WORBOYS, G., FRANCIS, W. L., & LOCKWOOD, M. (EDS.). (2010). CONNECTIVITY CONSERVATION MANAGEMENT: A GLOBAL GUIDE (WITH PARTICULAR REFERENCE TO MOUNTAIN CONNECTIVITY CONSERVATION). EARTHSCAN.

200. WORBOYS, G. AND PULSFORD, I. (2011), "CONNECTIVITY CONSERVATION IN AUSTRALIAN LANDSCAPES", ... ON BEHALF OF THE STATE OF THE ..., NO.

201. WORLD WILDLIFE FUND. (2016) CONSERVANCY MANAGERS HANDBOOK: A GUIDE FOR LEADING AND MANAGING CONSERVANCIES. KENYA WILDLIFE CONSERVANCIES ASSOCIATION (KWCA). UHURU GARDENS, NAIROBI, KENYA.

202. WU, J. (2008). 'LANDSCAPE ECOLOGY'. IN JORGENSEN, S.E. (ED.), PP. 2103-2108. ENCYCLOPEDIA OF ECOLOGY. OXFORD: ELSEVIER.

203. YOUNG, J., RICHARDS, C., FISCHER, A., HALADA, L., KULL, T., KUZNIAR, A., TARTES, U., ET AL. (2007), "CONFLICTS BETWEEN BIODIVERSITY CONSERVATION AND HUMAN ACTIVITIES IN THE CENTRAL AND EASTERN EUROPEAN COUNTRIES", AMBIO: A JOURNAL OF THE HUMAN ENVIRONMENT, VOL. 36 NO. 7, PP. 545–550.

204. \*\*\*WWW.COREHABS.RO

205. \*\*\*WWW.BEARCONNECT.RO

206. \*\*\*STRATEGIA NAȚIONALĂ ȘI PLANUL DE ACȚIUNE PENTRU CONSERVAREA BIODIVERSITĂȚII 2010 – 2020. [HTTP://BIODIVERSITATE.MMEDIU.RO/IMPLEMENTATION/LEGISLAIE/POLITICI/STRATEGIA-NATIONALA-SI-PLANUL-DE-ACTIUNE-PENTRU-CONSERVAREA-BIODIVERSITATII](http://Biodiversitate.mmmediu.ro/implementation/legislaie/politici/strategia-nationala-si-planul-de-actiune-pentru-conservarea-biodiversitatii)

207. \*\*\* 92/43/EEC, COUNCIL DIRECTIVE 92/43/EEC OF 21 MAY 1992 ON THE CONSERVATION OF NATURAL HABITATS AND OF WILD FAUNA AND FLORA, PP. 7 - 50. OFFICIAL JOURNAL OF E.U., L 206, 22.7.1992.

208. \*\*\*ACT LIII OF 1996 ON NATURE CONSERVATION AND ACT NO. XXVL OF 2003 ON THE NATIONAL SPATIAL PLAN, [HTTPS://WWW.ASSER.NL/UPLOAD/EELWEBROOT/WWW/DOCUMENTS/HUN/HUNGARY%20NATURE%20CONSERVATION%20LAW.HTM](https://www.asser.nl/upload/eelwebroot/www/documents/hun/hungary%20nature%20conservation%20law.htm)

209. \*\*\*THE COMMUNICATION FROM THE COMMISSION TO THE EUROPEAN PARLIAMENT, THE COUNCIL, THE EUROPEAN ECONOMIC AND SOCIAL COMMITTEE AND THE COMMITTEE OF THE REGIONS "GREEN INFRASTRUCTURE (GI) — ENHANCING

EUROPE'S NATURAL CAPITAL" (BRUSSELS, 6.5.2013 COM (2013) 249 FINAL

210. \*\*\*EU HABITATS DIRECTIVE, ART. 3(1). 1992

211. \*\*\*FEDERAL NATURE CONSERVATION ACT - BUNDESNATURSCHUTZGESETZ, BNATSCHG. 1998. [HTTPS://WWW.BMU.DE/FILEADMIN/DATEN\\_BMU/DOWNLOAD\\_PDF/NATURSCHUTZ/BNATSCHG\\_EN\\_BF.PDF](https://www.bmu.de/fileadmin/daten_bmu/download_pdf/naturschutz/bnatschg_en_bf.pdf)

212. \*\*\*LITHUANIA LAW ON PROTECTED AREAS 1993, AS AMENDED IN 1995, [HTTPS://E-SEIMAS.LRS.LT/PORTAL/LEGALACT/LT/TAD/CF9F9132B60D11E6A3E9DE0FC8D85CD8?JFWID=RIVWZVPVG](https://e-seimas.lrs.lt/portal/legalact/lt/tad/cf9f9132b60d11e6a3e9de0fc8d85cd8?jfwid=rivwzvpvg)

213. \*\*\*EUROPEAN CORRIDORS: STRATEGIES FOR CORRIDOR DEVELOPMENT FOR TARGET SPECIES, 2004.

214. \*\*\*STRATEGIA DE DEZVOLTARE TERITORIALĂ A ROMÂNIEI, 2014.

215. \*\*\*RAPORTUL DEFINIREA ÎNȚIALĂ A CRITERIILOR ȘI A SETURILOR DE DATE NECESARE PENTRU IDENTIFICAREA CORIDOARELOR ECOLOGICE, 2016.

216. \*\*\*GHID DE BUNE PRACTICI ÎN VEDEREA PLANIFICĂRII ȘI IMPLEMENTĂRII INVESTIȚIILOR DIN SECTORUL INFRASTRUCTURĂ RUTIERĂ, EPC, 2016.

217. \*\*\*PLANUL NAȚIONAL DE MANAGEMENT AFERENT PORȚIUNII DIN BAZINUL HIDROGRAFIC INTERNAȚIONAL AL FLUVIULUI DUNĂREA CARE ESTE CUPRINSĂ PE TERITORIUL ROMÂNIEI – SINTEZA PLANURILOR DE MANAGEMENT LA NIVEL DE BAZINE/SPAȚII HIDROGRAFICE, MINISTERUL MEDIULUI APELOR ȘI PĂDURILOR, ADMINISTRAȚIA NAȚIONALĂ "APELE ROMÂNE", 2015.

218. \*\*\*TECHNICAL REPORT "GOOD PRACTICE IN MANAGING THE ECOLOGICAL IMPACTS OF HYDROPOWER SCHEMES; FLOOD PROTECTION WORKS; AND WORKS DESIGNED TO FACILITATE NAVIGATION UNDER THE WATER FRAMEWORK DIRECTIVE", EUROPEAN COMMISSION, 2006.

219. \*\*\*LINEAR INFRASTRUCTURE SAFEGUARDS IN ASIA (LISA) PROJECT BUILDING A FOUNDATION FOR LINEAR INFRASTRUCTURE SAFEGUARDS IN ASIA. TRAINING MANUAL. 2021 CONTRACT NO. AID-OAA-I-15-00051/AID-OAA-TO-16-00028, ESS WA#13.

220. \*\*\* COST 341 ACTION, "HABITAT FRAGMENTATION

DUE TO TRANSPORTATION INFRASTRUCTURE“, MADE WITHIN THE FRAMEWORK OF THE COST PROGRAM (EUROPEAN COOPERATION IN SCIENCE AND TECHNOLOGY ) [HTTPS://WWW.IENE.INFO/PROJECTS/COST-341-ACTION/](https://www.iene.info/projects/cost-341-action/)



Conectivitatea și conservarea reprezintă un domeniu în continuă dezvoltare, care acoperă cerințe vaste pentru a menține, îmbunătăți și/sau restabili fluxurile naturale și dinamica proceselor. Menținerea conectivității reprezintă piatra de temelie în vederea asigurării vitalității speciilor și habitatelor, iar dezvoltarea sustenabilă reprezintă singura șansă de a coexista pe termen lung. Având în vedere provocările societății noastre, dar și șansa de a beneficia de tehnici și aparatură de ultimă generație, putem să ne dezvoltăm “inteligent” astfel încât să lăsăm moștenire generațiilor următoare bogăția naturii.

Avem șansa să locuim într-o țară în care biodiversitatea este la cote ridicate, speciile încă se mișcă liber, fără a avea obstacole permanente și habitate fragmentate pe suprafețe mari. Tocmai de aceea misiunea noastră este una foarte dificilă, pentru că trebuie să ne asigurăm că nu împiedicăm dezvoltarea economică a țării, dar totodată suntem datori să menținem bogăția pe care am fost privilegiați să o primim.

Pentru îndeplinirea acestei misiuni, acest suport de curs prezintă principiile de bază ale conectivității și conservării, modalitatea de desemnare a coridoarelor ecologice, tehnicile de analiză și modelare a rețelelor ecologice, precum și măsurile de atenuare, de management și de monitorizare.

Rolul cursului este să ajute la formarea de specialiști și experți care să acționeze în teritoriu în vederea menținerii și refacerii conectivității, oferind o bază importantă de pornire cu informații de ultimă actualitate preluate de la nivel internațional.