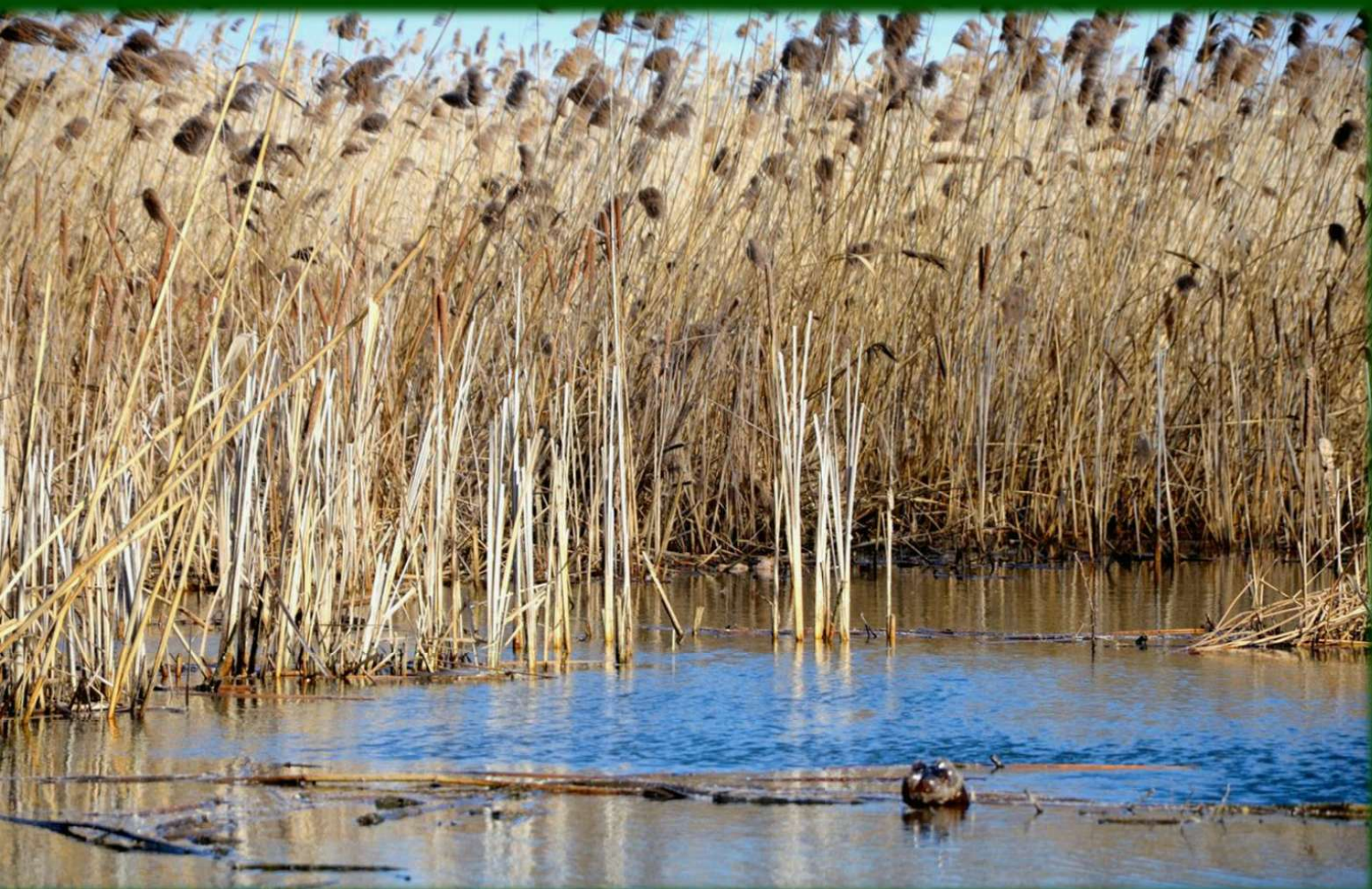


Silviu COVALIOV
Simona Dumitrița CHIRILĂ

Mihai DOROFTEI
Jenică HANGANU

STUFĂRIȘURILE DIN DELTA DUNĂRII

Ghid de bune practici în managementul stufărișurilor



Editura Centrul de Informare Tehnologică "Delta Dunării"

Stufărișurile din Delta Dunării

GHIDUL DE BUNE PRACTICI ÎN MANAGEMENTUL STUFĂRIȘURILOR

Silviu Covaliov
Mihai Doroftei
Simona Dumitrița Chirilă
Jenică Hanganu



Institutul Național de Cercetare Dezvoltare Delta Dunării

Publicată de: C.I.T.D.D. – Centrul de Informare tehnologică Delta Dunării

Copyright: 2023, Institutul Național de Cercetare Dezvoltare Delta Dunării (I.N.C.D.D.D.), Tulcea, Romania

Materialul din această publicație poate fi reprodus integral sau parțial și sub orice formă pentru uz educațional sau non-profit, cu menționarea sursei, fără permisiunea specială din partea deținătorului drepturilor de autor.

Nici o utilizare a acestei publicații nu poate fi făcută pentru revânzare sau altele în scopuri comerciale fără permisiunea prealabilă scrisă a I.N.C.D.D.D.

Citare: Covaliov S., Doroftei M., Chirilă S. D., Hanganu J., 2023 Stufărișurile din Delta Dunării, Institutul Național de Cercetare Dezvoltare Delta Dunării, C.I.T.D.D. – Centrul de Informare Tehnologică Delta Dunării, Tulcea, Romania, 186 pagini

ISBN: 978-606-8896-07-6

Design și procesarea datelor: Doroftei Mihai, Chirilă Simona Dumitrița

Disponibilă la: I.N.C.D.D.D., C.I.T.D.D., office@ddni.ro



Mulțumiri: Această lucrare a fost realizată prin proiectul "Analiza potențialului de utilizare durabilă a vegetației specifice sistemului Dunăre-Delta Dunării-Marea Neagră, Acronim D3MN, Ctr. 341/390017/18.03.2021; Cod SMIS 2014+: 108630 Proiect cofinanțat de Uniunea Europeană (UE) din Fondul European de Dezvoltare Regională prin Programul Operațional Competitivitate 2014-2020

Acknowledgments: This research was based on the results of the project "Analysis of the potential for sustainable use of the specific vegetation of the Danube-Danube Delta-Black Sea system (D3MN)", co-financed by the European Regional Development Fund through the Competitiveness Operational Program 2014-2020. Project code: 108630.

Cuprins

<i>Prefață</i>	7
INTRODUCERE	8
CAPITOLUL 1. DATE GENERALE DESPRE STUF	11
1.1 Biologia speciei	11
1.1.1 Taxonomie.....	11
1.1.2 Ciclul biologic.....	14
1.1.3 Distribuția geografică.....	15
1.1.4 Fitocenologie și succesiuni ale vegetației.....	33
1.2 Morfologia speciei	44
1.3 Factorii care influențează recoltele asociațiilor stuficole	55
1.3.1 Factori biotici.....	55
1.3.2 Factori abiotici.....	62
1.4 Fiziologia stufului	72
CAPITOLUL 2. METODE DE CARTARE A STUFĂRIȘURILOR.....	73
2.1 Estimarea cotelor de exploatare a stufărișurilor.....	73
2.2 Tipologii de stufărișuri.....	81
CAPITOLUL 3. MANAGEMENTUL STUFĂRIȘURILOR PENTRU BIODIVERSITATE ȘI VALORIFICARE ECONOMICĂ	89
3.1 Managementul stufărișurilor prin recoltare	89
3.2 Managementul stufărișurilor prin incendiere	99
3.3 Managementul stufărișurilor prin pășunat.....	109
3.4 Managementul stufărișurilor în calitate de peisaj	113
CAPITOLUL 4. RESURSELE STUFICOLE DIN DELTA DUNĂRII	117
4.1 Estimarea potențialului recoltării stufului.....	117
4.2 Diversificarea produselor de stuf și dezvoltarea modelelor de afaceri pentru inovații durabile	130
4.2.1 Utilizările stufărișurilor.....	130
4.2.2 Constrângeri socio-economice	136
4.2.3 Posibilități pentru inovații.....	138

CAPITOLUL 5. CONSERVAREA ECOSISTEMELOR STUFICOLE PENTRU ATENUAREA EMISIILOR GAZELOR CU EFECT DE SERĂ.....	142
5.1 Analiză convergenței între politica agricolă și cea climatică privind utilizarea turbăriilor.....	142
5.2 Utilizarea paludiculturii pentru reducerea emisiilor de gaze cu efect de seră ..	143
5.3 Perspectivele pentru stimulentele utilizării turbăriilor cu emisii reduse.....	145
CAPITOLUL 6. SCHIMBĂRI ÎN MODUL ÎN CARE SUNT EXPLOATATE RESURSELE NATURALE.....	150
BIBLIOGRAFIE.....	152

Prefață

Delta Dunării este o zonă naturală situată în sud-estul Europei respectiv țărmul de nord-vest al Mării Negre și este recunoscută pe plan mondial pentru biodiversitatea sa excepțională și pentru peisajele sale spectaculoase. Stufărișurile sale, care domină o mare parte din deltă, cu specii diverse de floră și faună, constituie habitate unice care merită să fie explorate și protejate iar exploatarea acestora trebuie realizată printr-o administrare adecvată bazată pe studii periodice raportate la schimbările climatice sau de orice altă natură.

Pe parcursul cărții, sunt împărtășite nu doar informații despre speciile de stuf și ecologia stufărișurilor în lume, în România, respectiv Delta Dunării, ci și experiențele autorilor cu privire la factorii care influențează dezvoltarea, diversitatea, evoluția, managementul recoltării și rolul conservării acestora. De asemenea, în acest sens, cartea mai cuprinde hărți și imagini care surprind aspectele mai sus menționate ale stufărișurilor din această regiune. Vom prezenta, celor interesați, importanța protejării acestui ecosistem unic pentru a-i inspira în a deveni părtași, prin simpla cunoaștere, la eforturile de conservare și valorificare a acestui patrimoniu natural neprețuit. Administrarea adecvată a stufărișurilor este extrem de importantă în contextul actual și include în mare măsură conservarea biodiversității. Într-un mod mai simplu spus, de stufărișuri depinde toată bogăția de specii și habitate din Delta Dunării.

Comparativ cu alte lucrări anterioare elaborate de noi despre stufărișuri, am extins descrierea taxonomică și morfologică a speciei, distribuția geografică, caracteristicile ecologice și fitocenologice, completată cu metode de evaluare și recoltare a stufărișurilor și cu măsuri de conservare. Astfel, activitatea de cartare a stufărișurilor din Delta Dunării a avut ca scop furnizarea de informații necesare privind zonele stuficole de recoltare care pot fi concesionate, timpul de depozitare a stufului înainte de a putea fi utilizat, diferențele între depozitarea maldărelor la interior sau la exterior. De asemenea, din punct de vedere al izolării: Eficiența panourilor ar fi mai crescută în cazul în care se utilizează maldăre presate sau tulpini așezate vertical în tocătură de stuf cu liant? Care este suprafața și cantitatea de stuf recoltabil din Delta Dunării? Cât se exportă și cât rămâne în țară pentru procesare?

Lucrarea *Stufărișurile din Delta Dunării* reprezintă o contribuție atât din punct de vedere teoretic, cât și practic în cunoașterea stufărișurilor. Sperăm că această lucrare să fie un îndemn pentru toți cititorii să exploreze și să aprecieze frumusețea naturii și să fie conștienți de necesitatea protejării acestei zone naturale.

Autorii,

Institutul Național de Cercetare-Dezvoltare Delta Dunării

INTRODUCERE

Delta Dunării reprezintă una dintre cele mai importante și întinse regiuni umede din Europa cu o biodiversitate impresionantă (peste 11.000 de specii). Este o deltă complexă, unică în lume, un simbol natural al României peste hotare. Suprafața totală a Deltei Dunării (România și Ucraina) este 4.150 km². Pe teritoriul României, delta ocupa 3.510 km². În cadrul Europei, Delta Dunării este a treia după cea a Volgăi (13.000 km²) și cea a Kubanului (4.300 km²) și a 22-a pe glob (Posea și Gâștescu, 2005). În cadrul ariei protejate se găsesc 30 de tipuri distincte de ecosisteme terestre, acvatice și palustre (Gâștescu și colab., 1996). Într-o manieră holistică, aceste ecosisteme contribuie la furnizarea a 13 servicii ecosistemice diferite și 10 sub-servicii (Gómez-Baggethun și colab., 2019). Aceste servicii și sub-servicii pot fi grupate în șase categorii legate de producție, cinci categorii de servicii culturale, opt categorii de servicii de reglare și patru categorii de servicii de suport. Trei dintre aceste servicii prezintă o relevanță semnificativă la nivel regional și național, aducând beneficii extinse: alimentarea cu apă dulce, oportunitățile pentru recreere și ecoturism, precum și valorile artistice și culturale (Haines-Young și Potschin, 2013; Potschin și Haines-Young, 2016). În același timp, celelalte servicii ecosistemice au o importanță preponderentă pentru comunitățile locale, fiind strâns legate de nevoile acestora: utilizarea plantelor medicinale și a ciupercilor, valorile spirituale și legătura profundă cu tradițiile populației locale (Hanganu, 2013).

În Delta Dunării ecosistemele stuficole, cu o suprafață de peste 220.000 ha (Hanganu și Doroftei, 2014), ocupă un rol central în furnizarea unor servicii atât la nivel național, cât și la nivel european, în bazinul Mării Negre. Aceste ecosisteme aduc în prim plan o serie de avantaje, în primul rând prin furnizarea de materii prime: celuloză pentru hârtie, hrană pentru animale, material pentru construcții (în amestec cu alte materiale, ca izolator termic, ca parte estetică și funcțională - acoperiș, gard, foișor etc.), încălzirea locuințelor. În al doilea rând cu rol important în controlul eroziunii, prevenirea inundațiilor, retenția aluviunilor și a metalelor grele prin rizomii care acționează ca o barieră de filtrare a apei venită din întreg bazinul Dunării, la gurile sale de vărsare, în Delta Dunării. În aceeași măsură, trebuie menționat și rolul pe care stufărișurile îl au în conservarea diversității genetice prin îndeplinirea rolului de habitat pentru diverse specii de plante și animale. De asemenea, asociațiile stuficole au un impact semnificativ

asupra mediului, deoarece nu doar produc bioresurse, ci contribuie și la purificarea apelor Dunării prin filtrarea poluanților, diminuând astfel deversarea acestora în Marea Neagră (Coops și colab., 2008). Prin procesul de captare și absorbție a nutrienților și mineralelor dizolvate în apă, aceste ecosisteme au un rol important în reducerea emisiilor de gaze cu efect de seră, capturând aproximativ 5 tone de carbon per hectar (Adler și colab., 2007).

Atât recoltarea, cât și incendierea stufului pot afecta funcționarea ecosistemului și biodiversitatea într-o manieră care depinde de acțiunile de management (perioada, extinderea și intensitatea). Atât timp cât activitatea de recoltare a stufului s-a diminuat în Delta Dunării, revin în discuție potențiale acțiuni de management care să înlocuiască efectele nerecoltării stufului. În ultimii ani au fost incendiate, ca o alternativă de management, de către localnici, suprafețe foarte întinse de stufărișuri. Calea aleasă pentru a desfășura această acțiune a fost distructivă pentru vegetație și speciile care trăiesc în aceste ecosisteme din cauza faptului că nu au fost respectate perioadele de incendiere, nu s-au lăsat zone de refugiu pentru biodiversitate, nu s-a ținut cont de direcția vântului astfel că incendiile au distrus rapid și în mod necontrolat suprafețe întinse de vegetație.

În fiecare an au fost incendiate în mod repetat aceleași zone fără posibilitatea de refacere a stufului și speciilor de plante însoțitoare, fondul de semințe și rizomi din sol fiind tot mai redus de la an la an. Această activitate constă în identificarea politicilor actuale de management și lipsurilor în administrarea ecosistemelor stuficole, precum și producerea unor materiale informative, cum ar fi acest ghid pentru gospodărirea durabilă a ecosistemelor stuficole și politici de suport. Recent, din punct de vedere legislativ, stufărișurile au fost încadrate ca pajiști permanente. Este posibil ca această decizie să fi influențat numărul mare de incendieri pe suprafețe foarte mari din Delta Dunării. Fenomen neobișnuit pentru ultimii 40 de ani dat fiind contextul actual al conservării biodiversității.

Ne propunem să prezentăm o serie de bune practici de gospodărire a stufărișurilor care să conducă la conservarea acestora și a biodiversității pe care o susțin. Degradarea zonelor naturale a devenit o îngrijorare din ce în ce mai mare nu numai pentru ecologiști dar și pentru politicieni și publicul larg. În acest context zonele umede create de cursurile de apă au un rol deosebit de important, acestea suferind modificări importante prin lucrări de regularizare, construcții de diguri și canale artificiale, care au condus la

dispariția luncilor și deltelor unor râuri în scopul extinderii agriculturii sau zonelor urbane (Hanganu, 2013).

Cunoașterea dinamicii schimbărilor din ecosistemele biomului deltaic și a factorilor care generează aceste transformări trebuie să constituie o bază de intervenție pentru conservarea acestuia. Astfel vegetația constituie un important indicator al sensului de evoluție a ecosistemelor Deltei Dunării prin schimbările ușor de determinat în compoziția floristică sub influența diverșilor factori. Evidențierea acestor schimbări asupra fitoasociațiilor stuficole ca o componentă dominantă a asociațiilor vegetale și a principalilor factori implicați în acest proces de transformare contribuie la fundamentarea deciziilor privind măsurile de conservare. Prin modificarea regimului hidrologic s-au produs schimbări esențiale în funcția ecosistemelor Deltei Dunării. Proceselor naturale de salinizare și colmatare li s-au suprapus cele datorate schimbărilor antropice ale regimului hidrologic prin lucrările hidrotehnice de decolmatare a canalelor. În acest sens, recomandarea ar fi ca orice lucrare hidrotehnică de decolmatare a canalelor să aibă la bază o analiză matematică a măsurătorilor topografice și o modelare hidrologică a efectelor fizice produse de modificarea antropică. Astfel se poate evita degradarea zonelor naturale ale Deltei Dunării.

Cadrul principal al politicilor pentru conservarea serviciilor ecosistemice din Delta Dunării este susținut de o serie de convenții internaționale și instrumente juridice care au rolul de a proteja și gestiona această zonă valoroasă. Scopul acestui ghid, printre altele, este să prezinte politicile de management existente și deficiențele în gestionarea ecosistemelor stuficole, cu accent pe identificarea practicilor optime de administrare a zonelor de stuf pentru a atinge un echilibru între valorificarea economică a acestor resurse și conservarea biodiversității pe care o susțin. Prin cercetarea și evaluarea politicilor curente, cercetătorii și factorii decizionali își propun să dezvăluie modul în care se administrează aceste ecosisteme și să identifice lacunele care ar putea împiedica atingerea unor obiective esențiale.

Într-un efort de a ajunge la bune practici de gestionare a zonelor de stuf, cercetarea va analiza atât politicile existente cât și rezultatele practice ale acestora. Se urmărește să se identifice ce funcționează eficient și unde există nevoi de îmbunătățire. Aceasta include evaluarea modului în care activitățile economice, cum ar fi exploatarea resurselor stuficole, pot coexista cu conservarea diversității biologice și a habitatelor critice pentru specii.

CAPITOLUL 1

DATE GENERALE DESPRE STUF

1.1 Biologia speciei

1.1.1 Taxonomie

Pragmites australis (Cav.) Steud. este o plantă perenă, care face parte din familia *Poaceae* Barnhart (Valdés și Scholz, 2009). Aceasta este una dintre cele mai bogate familii botanice în specii de plante cu flori (Hodkinson, 2018), cu aproximativ 12.000 de specii încadrate în 780 de genuri (Kellogg, 2015; Christenhusz și Byng, 2016; Soreng și colab., 2017; Hodkinson, 2018; Günaydın și Aykurt, 2023). *Phragmites* Adans. Cuprinde șase specii acceptate (Connor și colab., 1998; Ishii și Kadono, 2002; Shaltout și colab., 2006; Hansen și colab., 2007; Valdés și Scholz, 2009; Colin și Eguiarte, 2016), fiind unul dintre genurile cele mai răspândite din zonele umede (Köbbing și colab., 2013).

La nivel global (WFO, 2023), genul *Phragmites* cuprinde opt specii și șase subspecii, dintre care patru specii așteaptă o evaluare taxonomică:

- (1) *Phragmites australis* (Cav.) Steud. este răspândită în întreaga lume (Tewksbury și colab., 2002; Fish, 2013) și cuprinde șase subspecii (WFO, 2023): subsp. *altissimus* (Benth.) Clayton; subsp. *americanus* Saltonst., P.M.Peterson & Soreng; subsp. *australis*; subsp. *berlandieri* (E.Fourn.) Saltonst. & Hauber; subsp. *isiacus* (Arcang.) ined.; și var. *marsillianus* (Mabille) Kerguélen;
- (2) *Phragmites japonicus* Steud. este răspândită în Estul Rusiei, Coreea, Nordul Japoniei și Nord-Estul Chinei (Nayak și colab., 2020; Verlaque și colab., 2023);
- (3) *Phragmites karka* (Retz.) Trin. Ex Steud. este răspândită în Asia de Sud, Africa tropicală, Insulele Pacific, Noua Zeelandă (Nayak și colab., 2020; Verlaque și colab., 2023);
- (4) *Phragmites mauritanica* Kunth este răspândită în sud-estul Africii, în Republica Zimbabwe (GBIF, 2022), Madagascar, Insulele Mascarene (Nayak și colab., 2020; Verlaque și colab., 2023).

Următoarele patru specii ale genului *Phragmites* sunt în evaluare taxonomică (WFO, 2023):

- (1) *P. aquehongensis* Hollick este răspândită în Clifton și insula Staten din New York (Lamotte, 1952);

- (2) *P. laramianus* Cockerell este răspândită în proximitatea Muntelui Carbon și Morrison, Statul Colorado zona de sud-vest, în Statele Unite ale Americii (Knowlton, 1922);
- (3) *P. oeningensis* A.Braun ex Heer este răspândit în Austria (GBIF, 2022) și România (Chirilă și Țabără, 2008);
- (4) *P. vulnerans* Gilib. Ex Asch. este răspândit în Germania (WFO, 2023).

La nivel European (Valdés și Scholz, 2009), genul *Phragmites* cuprinde patru specii și două subspecii:

- (1) *Phragmites australis* (Cav.) Steud. este răspândit în toată Europa (Valdés și Scholz, 2009) și cuprinde doi taxoni: subsp. *chrysanthus* (Mabille) Kerguelen și subsp. *australis*;
- (2) *Phragmites frutescens* H. Scholz este răspândit în Grecia (Greuter și Raus, 2004; Bergmeier, 2011; Dimopoulos și colab., 2013), Cipru, Israel, Palestina (Greuter și Raus, 2001), Siria, Turcia (Yıldırımli și Dinç, 2003; Valdés și Scholz, 2009; Verlaque și colab., 2023);
- (3) *Phragmites mauritianus* Kunth este răspândită în Egipt (Täckholm, 1974; Boulos, 2009);
- (4) *Phragmites tzvelevii* Val. N. Tikhom. este răspândit în Belarus și Rusia europeană în est și nord-vest (Tikhomirov, 2021).

La nivel național, există doar specia *Phragmites australis*. Aceasta este răspândită în Banat, Bucovina, Crișana, Dobrogea, Oltenia, Maramureș, Moldova, Muntenia și Transilvania (Oprea, 2005). De-a lungul timpului, au fost identificate mai multe varietăți și forme ale acestei specii. Astfel, Nyárády și colab. (1972) menționează patru taxoni (trei varietăți și o formă atipică):

- (1) var. *flavescens* Custer în Gaud. – *P. flavescens* Heg. Et Heer Fl. Schweiz (1840) este răspândit în regiunile Banat, Bucovina, Dobrogea, Moldova, Muntenia și Transilvania;
- (2) var. *commúnis* – *P. communis* α *typica* Beck Fl. NÖ I (1890);
- (3) var. *stolonífera* (G. F. W. Meyer) Hegy Fl. Mitt. – *Arundo phragmites* var. *stolonífera* G.F.W. Meyer în Hannov este răspândit în regiunile Dobrogea și Moldova;
- (4) f. *subuniflora* (DC.) – *Arundo phragmites* var. *subuniflora* DC. Fl. Fr. V (1815), *P. communis* s. *subbiflora* Schur (1866), *P. communis* f. *rivularis* (Ldb.) Prod. (1939) – răspândit în regiunile Banat, Bucovina, Dobrogea, Muntenia și Transilvania.

Ulterior, Ciocârlan (1994) menționează prezența speciei *P. australis* în Delta Dunării, în care a identificat trei subspecii:

(1) subsp. *altissimus* (Benth.) W. Clayt. – *P. communis* Trin. subsp. *pseudodonax* (Rabenh.) Rothm.;

(2) subsp. *australis*;

(3) subsp. *humilis* (De Not.) – *P. humilis* De Not. 1846, Cat, Hort. Genuen.; *P. communis* Trin. subsp. *humilis* (De Not.) Arcang.

În studiul realizat de Hanganu și colab. (1999) în Delta Dunării au fost identificați doi taxoni distincți, care probabil corespund cu *P. altissima* și *P. australis* subsp. *australis* (Verlaque și colab., 2023). Cu toate acestea, istoricul taxonomic al genului *Phragmites* a fost marcat de dezbatere și variabilitate în recunoașterea taxonilor, după cum se reflectă în cercetările și interpretările anterioare. Un studiu realizat în anul 1961 (Conert, 1961) menționează 11 taxoni ai speciei *P. australis*. Ulterior, Clayton (1970) indică numai doi taxoni, și anume: subsp. *australis* și subsp. *altissimus* (Benth.) Clayton. Această clasificare de taxoni a fost adoptată și de Feinbrun-Dothan (1986). Cu toate acestea, există dezacorduri în ceea ce privește taxonul subsp. *altissimus*. Unele studii (Tutin, 1980; Fish și colab., 2015) incluzându-l în specia *P. australis* (Täckholm și colab., 1973; Hultén și Fries, 1986), iar altele considerându-l ca varietate (var. *isiaca*) sau chiar ca specie separată – *Arundo maxima* Forsk. (Coste, 1937) sau *P. altissimus* (Benth.) Mab. (Tsvelev și Probatova, 2019; Verlaque și colab., 2023). Totodată, studii recente (Lindsay și colab., 2023) au menționat și alte subspecii ale speciei *P. australis*: subsp. *americanus* Saltonst., P.M. Peterson & Soreng – răspândit în America de Nord și Canada (Meyerson și colab., 2010); subsp. *berlandieri* (E.Fourn.) Saltonst. & Hauber – răspândit în America de Nord, Coasta Golfului Statelor Unite (Lambertini și colab., 2012a, b).

În ceea ce privește nivelul de ploidie, studiul realizat de Clevering și Lissner (1999) a identificat mai multe forme cu diferite grade de ploidie în Delta Dunării. Aceste forme includ tetraploizi, hexaploizi, octoploizi și dodecaploizi. În zona Deltei Dunării, două forme de stuf sunt predominante: stuful gigant și stuful fin. Nivelul de ploidie variază în funcție de aceste forme. Conform cercetării efectuate de Hanganu și colab. (1999), nivelul de ploidie pentru stuful gigant este octoploid, în timp ce pentru stuful fin nivelul de ploidie este tetraploid sau hexaploid. În general, în habitatele de apă dulce din Delta Dunării, se constată o predominanță a formelor octoploide în cazul stufului înalt. Aceste observații sunt în concordanță cu rezultatele studiilor

anterioare (Gorenflot și colab., 1972; Brix, 1999a, b). În contrast, formele tetraploide sunt mai frecvente în habitatele saline (Brix, 1999a, b).

În Delta Dunării, până în prezent, s-au identificat 18 tipuri și subtipuri distincte de vegetație stuficolă (Ștefan și colab., 1995). Aceste unități și subunități cenotaxonomice se diferențiază între ele nu numai prin speciile caracteristice și diferențiale, ci și prin preferințele ecologice specifice pentru dezvoltarea optimă. Această diversitate de tipuri și subtipuri de vegetație stuficolă din Delta Dunării reflectă variația complexă a factorilor ecologici din zonă, cum ar fi regimul hidrologic, nivelurile de salinitate, tipurile de sol și alți factori de mediu.

1.1.2 Ciclul biologic

Ciclul biologic al stufului poate fi împărțit în două mari perioade: perioada activă, care durează aproximativ 180 – 210 zile, și perioada de repaus, care se întinde pe o durată de aproximativ 90 – 120 zile (Fig. 1). Perioada activă cuprinde etapa maturării fiziologice și se desfășoară de obicei din luna martie până în luna august. Etapa de maturare, care are loc din luna august până în luna noiembrie, durează aproximativ 90 zile.

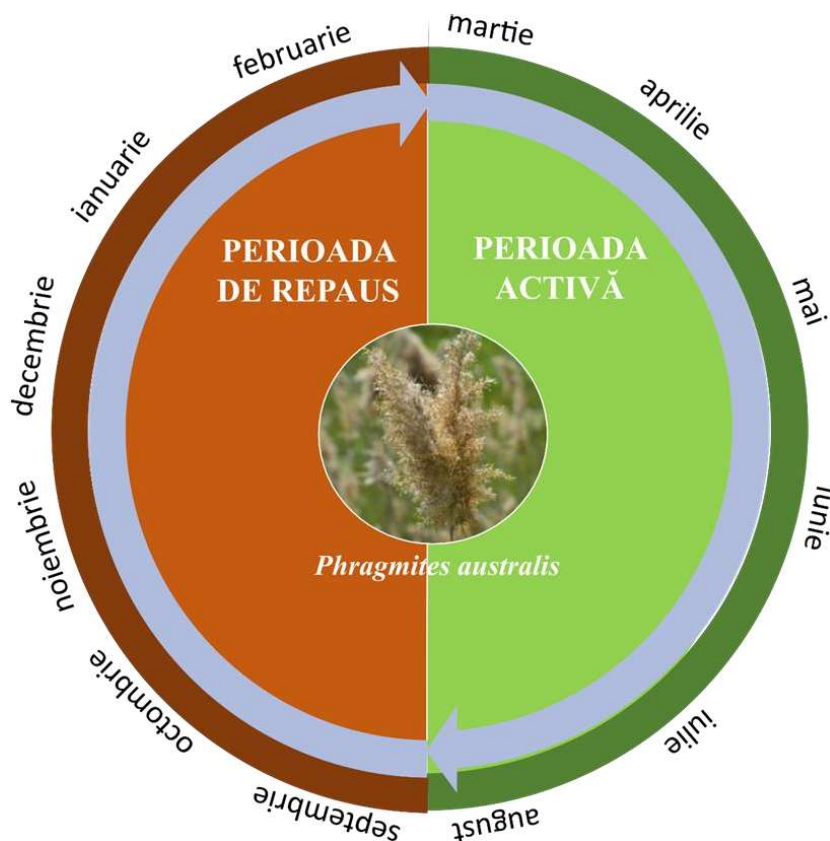


Figura 1. Ciclul biologic al speciei *P. australis*

În această perioadă, se observă apariția mugurilor și lăstarilor, creșterea în înălțime a tulpinii, dezvoltarea suprafeței de frunze prin procesul de fotosinteză și acumularea de substanțe de rezervă, înflorirea și formarea fructului, maturarea fiziologică a plantei, și dezvoltarea părților vegetative noi, precum ramificații noi ale rizomilor. În această perioadă, conținutul de apă din țesutul plantei scade, frunzele încep să cadă (limbul frunzelor cade în întregime, iar tecile cad într-o mică măsură) și se dezvoltă paniculul.

Perioada de repaus, care se întinde din luna noiembrie până în februarie, este caracterizată de dezvoltarea lăstarilor în zonele inundate, aceștia putând ajunge până la suprafața stratului de apă, inclusiv sub gheață. În terenurile fără apă, se dezvoltă muguri care nu depășesc suprafața solului.

1.1.3 Distribuția geografică

La nivel global

Zonele umede au înregistrat scăderi semnificative în ceea ce privește suprafața și starea acestora (Higgsion și colab., 2022), la nivel global. Aceste zone sunt amenințate de activitățile antropice, precum agricultură, urbanizare, acvacultură și industrie (Ballut-Dajud și colab., 2022). Importanța zonelor umede constă în funcțiile și serviciile ecosistemice pe care acestea le furnizează, precum susținerea biodiversității, reducerea inundațiilor, reglementarea carbonului, menținerea și îmbunătățirea calității apei etc. (Janse și colab., 2019; Higgsion și colab., 2022). În acest context, informații esențiale privind capacitatea zonelor umede de a oferi funcții și servicii ecosistemice depind de suprafața zonei umede, prezența vegetației emergente și plutitoare, volumul și retenția apei etc. (Janse și colab., 2019).

La nivel global, cele mai răspândite specii din zonele umede aparțin genului *Phragmites* Adans. (Köbbing și colab., 2013). Speciile de plante din cadrul acestui gen sunt răspândite din zonele temperate reci până la zonele umede ale tropicelor calde și umede (Lessmann și colab., 2001; Srivastava și colab., 2014). Unul dintre factorii cheie al zonelor umede, considerat ca fiind cel mai apreciat și protejat ecosistem cu rol ecologic important din Europa sunt stufărișurile (Tewksbury și colab., 2002; Higgsion și colab., 2022). Acestea sunt importante pentru biodiversitate, păstrarea calității apei, stabilitatea marginilor lacurilor și râurilor etc. (Cronk și Fennessy, 2001; Asaeda și colab., 2006; Morganti și colab., 2019). Stufărișurile sunt formate

din *Phragmites australis* (Cav.) Steud., o specie din familia Poaceae, cunoscută popular sub denumirea de stuf (Milke și colab., 2020).

Stuful este o specie cosmopolită boreală spre tropicală (Tewksbury și colab., 2002; Lambertini și colab., 2012a, b; Srivastava și colab., 2014), de apă dulce din zonele temperate (Asaeda și Karunaratne, 2000; Kankılıç și colab., 2016) și tropicale ale lumii (Kankılıç și colab., 2016; Milke și colab., 2020), cu excepția Antarcticii (Meadows și Saltonstall, 2007; Packer și colab., 2017). Din punct de vedere ecologic, aceasta este o specie helofitică (Packer și colab., 2017), cu o plasticitate ecologică ridicată (Shaltout și colab., 2006), fiind considerată cea mai studiată (Meyerson și colab., 2016) și răspândită plantă cu flori din lume (Hutchinson, 1975; Shaltout și colab., 2006). Poate crește fie pe suprafețe compacte mari ca vegetație monospecifică, fie pe suprafețe mici în amestec cu alte specii ca un mozaic de vegetație (Hocking și colab., 1983) (Fig. 2; Fig. 3), fiind considerată una dintre cele mai productive specii de plante emergente din zonele temperate (Westlake, 1963; Ho, 1979).



Figura 2. Aspect general al stufărișurilor compacte, în zona de recoltare



Figura 3. Mozaic de stufărișuri în amestec cu alte specii utilizat ca pășune după incendiere

Distribuția nativă a speciei nu este însă clară, unele studii (Weber, 2003) menționează că specia este nativă în Europa și Insulele Canare și introdusă în Africa, Asia etc. În timp ce alte studii (USDA-ARS, 2008) menționează că specia este nativă în America, Africa, Europa, Asia și Australia și a fost naturalizată în Noua Zeelandă și Oceanul Pacific. Un studiu realizat recent (Milke și colab., 2020) menționează că stuful este originar din Europa, fiind clasificat ca o plantă palustră (Shaltout și colab., 2006) ce poate crește atât în ecosisteme acvatice, cât și în ecosisteme terestre (Mal și Narine, 2004). În acest caz, s-a observat că specia vegetează într-o diversitate largă de habitate (Haslam, 1972; van der Putten, 1997): malurile râurilor, pâraielor, iazurilor, lacurilor, drumurilor etc. (Tewksbury și colab., 2002). În general, habitatele preferate ale stufului sunt zonele de ecoton ale râurilor, lacurilor mari și zonelor umede (Kenneth și Biddlestone, 1995; Srivastava și colab., 2014). Dintre cele 27 de haplotipuri de *P. australis*, haplotipul M este considerat cel mai comun la nivel mondial (Saltonstall, 2002). Ecartul altitudinal este cuprins între -5 m în zonele joase ale râului Manning, în Australia (Packer și colab., 2017) până la 3600 m în Nepal (Press și colab., 2016).

America

În America *P. australis* este răspândită în 30 de state, dintre care 12 state sunt din America de Sud și 18 state sunt din America de Nord (Fig. 4).

Cea mai extinsă răspândire a speciei este în America de Nord (Saltonstall, 2002), unde extinderea acesteia a fost semnalată pe la sfârșitul secolului al XVIII-lea, fiind introdusă din Europa prin transport transatlantic, de material de balast de la nave (Burk, 1877; Meyerson și colab., 2009; Swearingen și Saltonstall, 2010). Pe baza analizelor genetice, au fost identificate trei linii distincte (Swearingen și Saltonstall, 2010): o linie nativă și endemică în America de Nord; una se găsește atât în America de Nord, cât și în America de Sud; iar a treia linie distinctă, cea europeană, este introdusă și invazivă.

Expansiunea rapidă a populațiilor de stuf de pe acest continent a fost determinată de invaziile criptice ale speciei (Saltonstall, 2002; Lambertini și colab., 2012a), care au avut loc atunci când haplotipurile native ale speciei din America de Nord au fost depășite de haplotipurile non-native din Europa (Saltonstall, 2002). Totodată, extinderea speciei în Canada și America de Sud a fost atribuită invaziei criptice (Lelong și colab., 2007; Guo și colab., 2013). Extinderea speciei s-a datorat mai multor factori, precum activitățile umane, efectele aleopatice (Uddin și colab., 2017), procesele de eutrofizare și schimbările climatice (Philipp și Field, 2005; Albert și colab., 2015; Xie și colab., 2021). Se pare că temperatura aerului a avut un impact semnificativ asupra expansiunii stufului european. Temperaturile mai ridicate ale aerului au fost asociate cu o creștere a abundenței acestei linii. Este demn de remarcat faptul că în ultima decadă, temperaturile aerului au înregistrat o tendință ascendentă în America de Nord. Alte mecanisme privind invazia speciei în alte medii sunt reprezentate de plasticitatea fenotipică (Nicotra și colab., 2010; Monty și colab., 2013), scăderea biodiversității plantelor (Keller, 2000; Bertness și colab., 2002), perturbări ale ciclurilor biogeochimice (Meyerson și colab., 2000), schimbările climatice globale (Hazelton și colab., 2014) etc. De asemenea, în SUA au fost identificate fosile de stuf care indică prezența speciei de mai bine de 40.000 ani (Hansen, 2018; Milke și colab., 2020). De-a lungul timpului, analizele de radiocarbon și paleoecologice (Orson, 1999; Goman și Wells, 2000) au demonstrat prezența speciei pe coastele Atlanticului și Pacificului și habitate interioare (Philipp și Field, 2005; Tulbure și colab., 2007). Răspândirea speciei pe coasta Golfului s-a datorat creșterii vegetative (Hauber și colab., 1991).

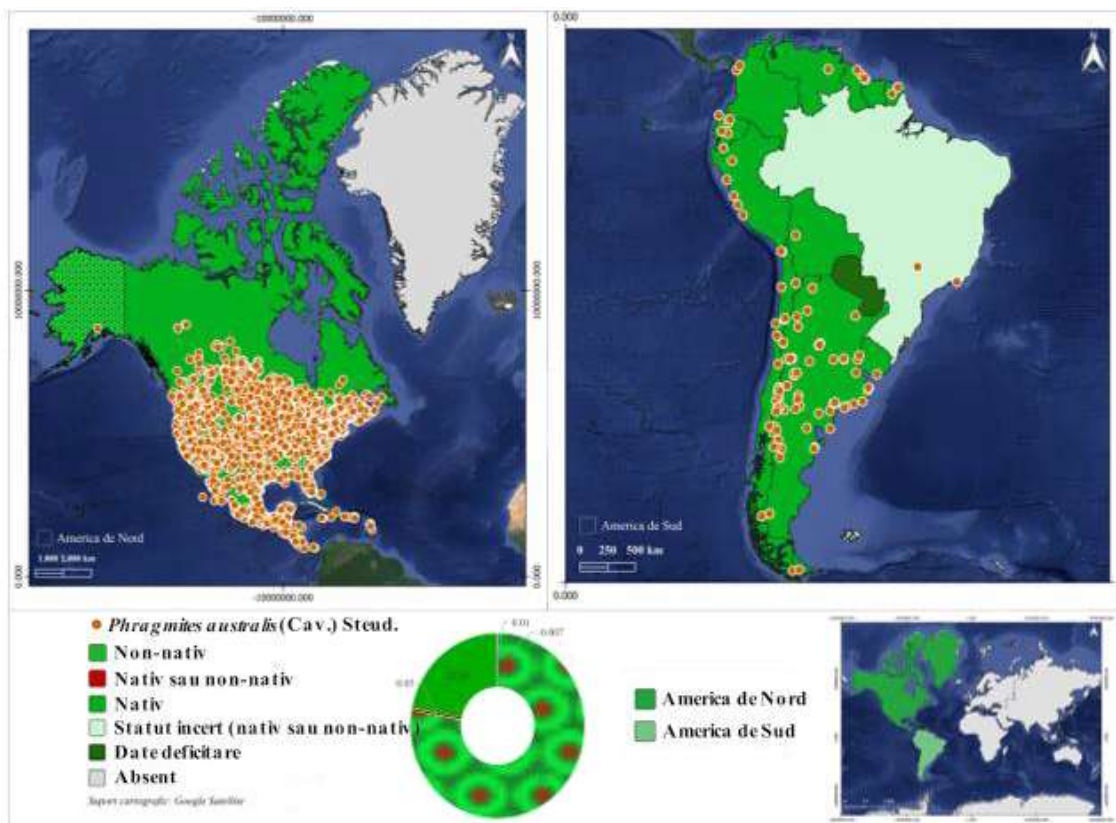


Figura 4. Răspândirea speciei *P.australis* în America de Nord și de Sud (sursa datelor: Packer și colab., 2017; America de Nord, 2023; America de Sud, 2023)

La începutul secolului al XIX-lea, specia era considerată rară în SUA (Torrey, 1843), urmând ca la începutul secolului al XX-lea, aceasta să fie mai comună (Graves și colab., 1910). În prezent, specia s-a extins în toate statele din S.U.A. (Saltonstall, 2002, 2005; Lambert și Casagrande, 2006, 2007; Meadows și Saltonstall, 2007; Payne și Blossey, 2007), determinând o răspândire explozivă în ultimul secol. Astfel, s-a răspândit dincolo de intervalul biotopului nativ (Saltonstall și colab., 2004), fiind considerată în unele state specie invazivă.

În Canada, specia a fost introdusă în anul 1916, în Quebec (Lelong și colab., 2007). Un studiu realizat de Saltonstall (2002) menționează că în America de Nord există o formă nativă nord-americană (*P. australis* subsp. *americanus*), însă aceasta este înlocuită de o formă introdusă de *P. australis* din Eurasia. De altfel, unele studii (Meadows și Saltonstall, 2007; Meyerson și colab., 2009) au arătat că populațiile de stuf invazive din America de Nord înregistrează o creștere mai mare în ceea ce privește biomasa, numărul de semințe și suprafața foliară comparativ cu populațiile native de stuf de pe acest continent. În estul S.U.A. forma nativă a fost înlocuită de forma invazivă

(Swearingen și Saltonstall, 2010). În America de Nord au fost identificate 11 haplotipuri unice (Saltonstall, 2002).

Africa

Stuful (*P. australis*) este răspândit în 25 de țări și regiuni (Fig. 5) din zonele acvatiche și palustre din Africa (42 %). Regiunea cu cea mai mare apariție a speciei este Africa de Sud, unde specia este considerată nativă (Scott, 1982). Mai mult, prezența speciei în această regiune a fost semnalată încă din perioada Cuaternarului târziu (Scott, 1982). De-a lungul ultimelor trei decenii, specia s-a răspândit considerabil în multe zone umede de pe teritoriul Africii (Russell, 2003; Russell și Kraaij, 2008).

În acest context, răspândirea speciei în Africa de Sud ar putea fi comparată cu invaziile criptice din America de Nord (Chambers și colab., 1999; Lambert și colab., 2010; Hazelton și colab., 2014; Canavan și colab., 2018), în care specia are un impact negativ asupra funcționării ecosistemului prin faptul că aceasta crește pentru a forma zone monospecifice compacte. Cu toate acestea, unele studii (Pyšek și colab., 2004; Canavan și colab., 2018) sugerează că activitățile antropice care au perturbat zonele umede au determinat răspândirea recentă a speciei în Africa de Sud, astfel că specia poate fi considerată ca fiind expansivă și nu invazivă în această regiune.

În acest caz, zonele umede au fost degradate în principal de drenaj, eutrofizare și aportul de efluenți industriali (Driver și colab., 2011; Lemley și colab., 2017; Sieben și colab., 2017). În unele lacuri din Africa de Sud, cauzele răspândirii speciei au fost reprezentate de regularizarea corpurilor de apă, pășunatul redus de către ierbivorele mari și, de asemenea, frecvența redusă a incendiilor (Russell și Kraaij, 2008). Capacitatea speciei de a se răspândi sub acțiunea acestor factori se datorează mai multor factori: procese ecofiziologice, amplitudinea ecologică largă și plasticitatea fenotipică ridicată (Kettenring și Mock, 2012; Kettenring și colab., 2015).

În general, răspândirea speciei este asociată cu schimbări ale fluxului de apă și sedimentării (van Coller și colab., 1997; Kotschy și colab., 2000). Totodată, s-a mai descoperit că în provincia KwaZulu-Natal din Africa de Sud, specia preferă zonele cu drenaj restricționat (Gordon-Gray și Ward, 1971). Mai mult, în Africa mai sunt prezente alte două specii din genul *Phragmites*, și anume: *P. mauritanus* și *P. karka* (Canavan și colab., 2018). *P. mauritanus* (până la 7 m înălțime) este o specie tropicală, inclusă pe lista roșie a Africii de Sud având un ecart altitudinal cuprins între 6 m și 1600 m și o răspândire

de la râul Limpopo până la coasta regiunii KwaZulu-Natal, continuând până la râul Mtamvuna (Raimondo și colab., 2009). *P. karka* (până la 10 m înălțime) este o specie tropicală și subtropicală, rezistentă pe soluri acide (pH 4), larg răspândită în Africa, invazivă în alte regiuni și dezvoltându-se până la altitudini de 2000 m (Noua Guinee; Nayak și colab., 2020). Cercetarea acestor trei specii de stuf în Africa se află în stadiu incipient, nefiind disponibile multiple surse de literatură.

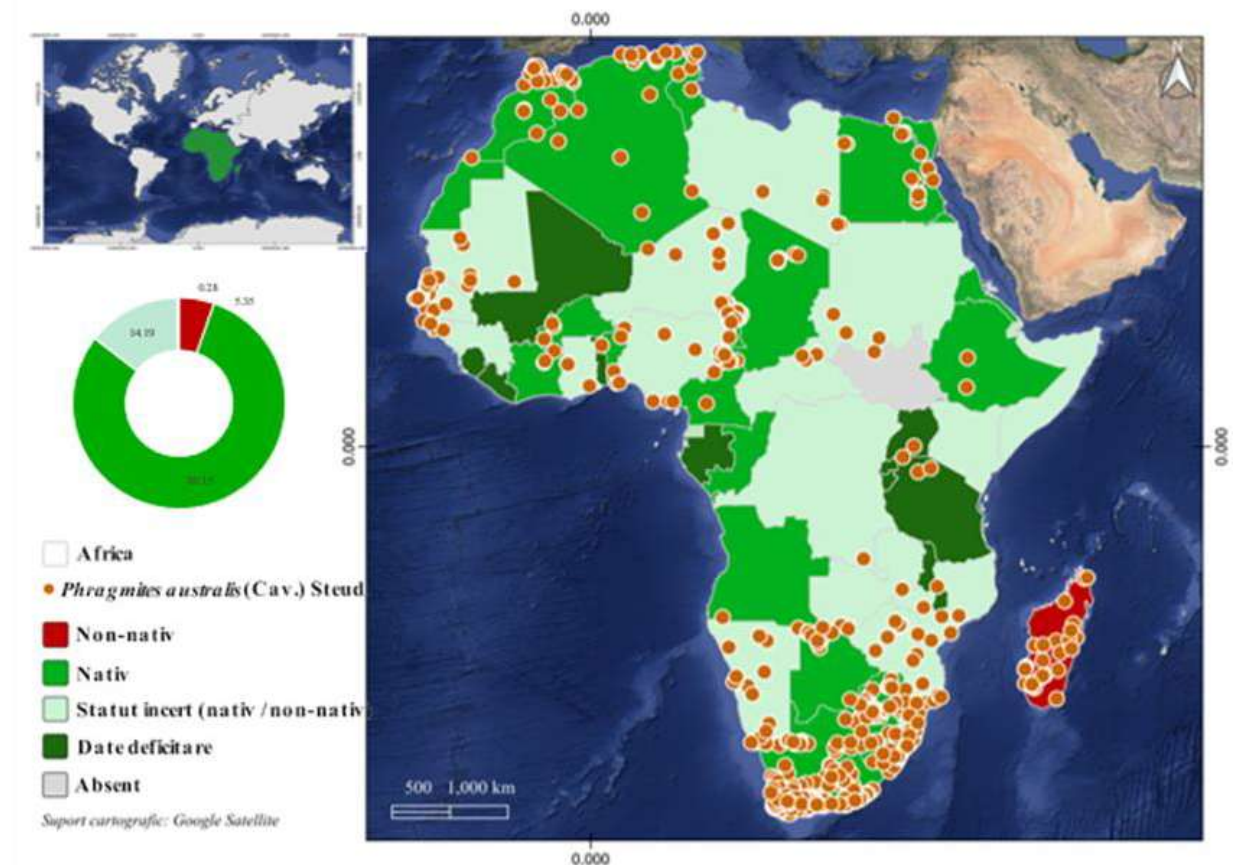


Figura 5. Răspândirea speciei *P. australis* în Africa (sursa datelor: Packer și colab., 2017; Africa, 2023)

Asia

În Asia (Fig. 6), specia *P. australis* este răspândită în 33 de țări și regiuni (65 %), fiind distinse haplotipurile M și I (Saltonstall, 2002; Hurry și colab., 2013). Octoploizii domină în Asia (Clevering și Lissner, 1999; Hansen și colab., 2007; Packer și colab., 2017). Nu s-a înregistrat vreo invazie a speciei pe acest continent (Srivastava și colab., 2014). În ceea ce privește distribuția speciei în arhipelagurile din Asia de Sud-Est este incertă (Packer și colab., 2017). În China, *P. australis* este considerată o specie nativă (Brix și colab., 2014; Xie și colab., 2021), fiind larg răspândită în zonele umede și

mlaștinile mareelor (Brix și colab., 2014). Pe baza analizelor genetice (Lambertini și colab., 2012a, b; Eller și colab., 2017) s-a arătat că subgrupurile native de *P. australis* din China și subgrupurile de *P. australis* înrudite genetic din Australia sunt identificate ca un grup filogeografic asiatic/australian. Astfel, din cauza caracterelor genetice și fiziologice ale clonelor australiene, invazia criptică a acestora în China ar putea avea loc prin introducere accidentală (Xie și colab., 2021).

De altfel, estuarele din China reprezintă puncte fierbinți ale diversității intraspecifice a speciei *P. australis* (Lambertini și colab., 2020). Un studiu realizat recent (Xie și colab., 2021) privind trei subgrupuri de *P. australis* (un subgrup de apă dulce, un subgrup de estuar colectat în China și un subgrup colectat din Australia, cultivat în două grădini din China) nu a identificat nici o dovadă a unei invazii criptice. Cu toate acestea, studiul menționează necesitatea unei evaluări privind subgrupurile non-native din Australia și native din China, deoarece există posibilitatea invaziei speciei din Australia în China. Lambertini și colab. (2020) au identificat două haplotipuri (O și P) în estuarele din China care derivă parțial din Australia.

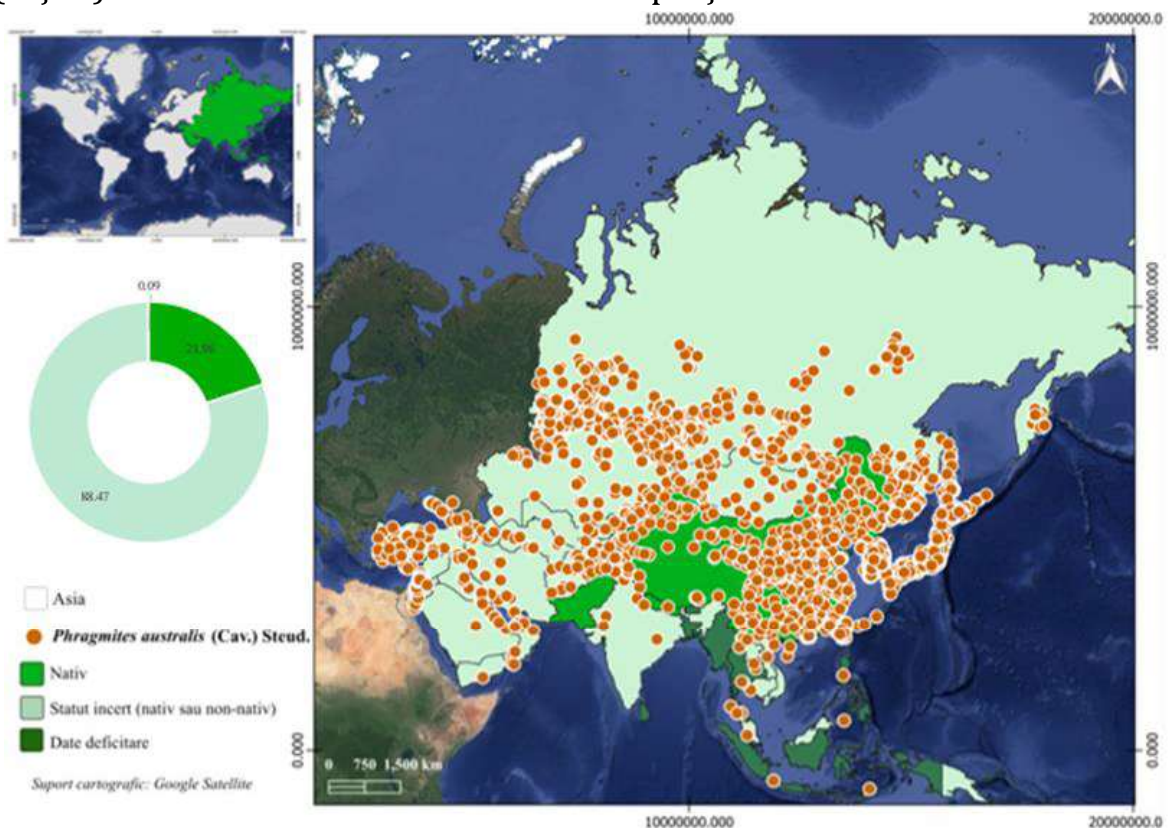


Figura 6. Răspândirea speciei *P. australis* în Asia (sursa datelor: Packer și colab., 2017; Asia, 2023)

Tranziția comunităților *Phragmites-Schoenoplectus-Typha* în mlaștinile sărate din China este atât spațială, cât și temporală. În acest caz, nivelurile de salinitate cresc în timp, iar comunitatea cu *P. australis* se transformă într-o comunitate dominată de *Spartina* sp. non-nativă (Packer și colab., 2017; Haslam, 2021). În nordul Chinei, *P. australis* este cultivată ca plantă agricolă (Li și Cao, 1981).

În mlaștinile din Insula Hokkaidō (Japonia) în care comunitățile cu *P. australis* aveau densitate scăzută s-a constatat o creștere a producției de semințe și a indivizilor de *Lobelia dortmanna* L. (Onimaru și Yabe, 1996). În zonele joase cu ape puțin adânci (mlaștini), *P. australis* este cea mai competitivă specie (Packer și colab., 2017). Astfel, creșterea competitivității speciei *P. australis* este determinată de nivelurile scăzute până la moderate de eutrofizare provenite din activitățile umane (Klötzli și colab., 2010).

Europa

În Europa (Fig. 7), *P. australis* este răspândită în 38 de țări (86 %) și continuă să fie distribuită în zonele umede și aride (An și colab., 2012; Packer și colab., 2017). De-a lungul timpului, au fost identificate 14 haplotipuri de *P. australis* (Meyerson și Cronin, 2013). Nivelul de ploidie este reprezentat în principal de tetraploizi și octoploizi, însă au fost identificați și hexaploizi, dodecaploizi și decaploizi (Hansen și colab., 2007). *P. australis* a fost intens studiată începând cu anul 1970 (Tschardt, 1992; Brix, 1999a, b), fiind utilizată încă din ultima eră glaciară de către oameni (Packer și colab., 2017). Mai mult, peste 170 de specii de ierbivore se hrănesc cu *P. australis* în Europa (Tewksbury și colab., 2002).

Din cauza unor factori antropici și naturali (modificări hidrologice, eroziune, pășunat etc.) s-a observat un declin al speciei *P. australis* în Europa și Australia (Higgs și colab., 2022). La nivel European, studiile publicate au confirmat că stuful este un bio-acumulator foarte bun pentru unele metale grele (Cu, Zn, Pb etc.) și a metaloizilor din apele reziduale și sistemele acvatice (Vymazal și colab., 2007; Burada și colab., 2015; Kumari și Tripathi, 2015; Gati și colab., 2016; Rezaei și colab., 2019; Milke și colab., 2020).

Mai mult, stuful este utilizat și în crearea de instrumente muzicale, vârfuri de pix, săgeți, coșuri, carpete, jaluzele, decorațiuni interioare, cuiburi, acoperișuri, garduri, material izolator pentru construcția tavanelor etc. (Swearingen și Saltonstall, 2010). Totodată, acesta oferă locuri de hrănire și cuibărire pentru unele specii de păsări de apă (Bibby și Lunn, 1982; Milke și

colab., 2020), fiind folosit ca filtru biologic în ceea ce privește poluarea (Meadows și Saltonstall, 2007), dar și la producerea de bioenergie și hrană pentru animale (Rezania și colab., 2019).

În Marea Britanie, *P. australis* apare cel mai mult în regiunea de sud-est, în timp ce în regiunile de nord și vest a fost înregistrată mai puțin (Preston și colab., 2002; Packer și colab., 2017). Aceasta poate fi observată de la nivelul mării până la 470 m (Brown Clee Hill, Shropshire; Packer și colab., 2017).

Creșterea speciei este influențată de adâncimea, stabilitatea și mișcarea apei. De altfel, stufărișurile apar la marginea lacului în sudul și vestul Irlandei de Nord, câmpii inundabile etc., însă lipsește din zonele în care pânza freatică nu se apropie de suprafață (Packer și colab., 2017). Mai mult, specia poate apărea, în mod frecvent, în zonele în care pânza freatică se află la 2 m adâncime (Engloner și Papp, 2006; Packer și colab., 2017), aceasta vegetând și în zonele în care nivelul apei este de aproximativ 6 m sub nivelul solului în Malta (Haslam, 1972).

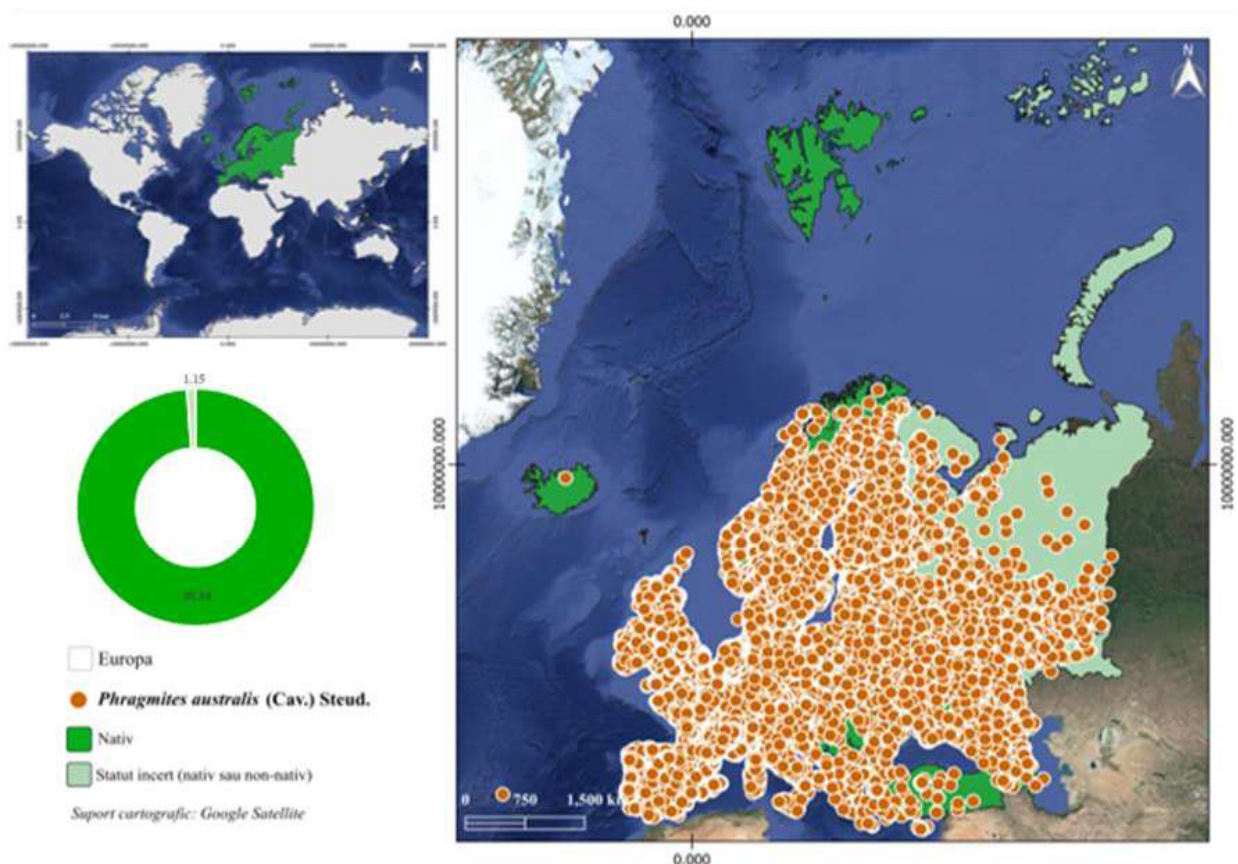


Figura 7. Răspândirea speciei *P. australis* în Europa (sursa datelor: Packer și colab., 2017; Europa, 2023)

În zonele joase din Marea Britanie, stufărișurile monodominante continuă să fie larg răspândite (Rodwell, 1998; Packer și colab., 2017). Acest tip de stufăriș conține un număr mic de specii și apare în habitate umede permanente (Packer și colab., 2017). Totodată, *P. australis* este prezent în comunitățile cu *Carex* sp., *Sparganium erectum* și *Cladium mariscus* (Packer și colab., 2017). Mai mult, specia poate fi observată și în comunitățile cu *Glyceria maxima* în condiții eutrofice, *Schoenoplectus lacustris* în ape adânci, *Bolboschoenus maritimus* în apă sărată și condiții bogate în nutrienți (Klötzli și colab., 2010; Packer și colab., 2017).

Astfel, comunitățile *Phragmites-Schoenoplectus-Typha* evidențiază trecerea de la apă salmastră la mlaștină de apă dulce (Chapman, 1960). De asemenea, specia este răspândită în Irlanda, cel mai frecvent fiind în partea de nord (Packer și colab., 2017).

Oceania

În Oceania (Fig. 8), *P. australis* este prezent în două țări: Australia și Noua Zeelandă. Comparativ cu Cehia și Japonia, dezvoltarea speciei din punct de vedere al biomasei, *P. australis* a fost mai pronunțată în Australia (Asaeda și Karunaratne, 2000).

Factorii care au determinat creșterea biomasei în sezonul de vegetație este radiația solară și temperaturile mai ridicate (Asaeda și Karunaratne, 2000). Nivelul de ploidie (Asaeda și Karunaratne, 2000) variază de la 4x (tetraploid) la 10x (decaploid). Connor și colab. (1998) menționează că formele octoploide sunt originare fie din Noua Zeelandă sau au fost introduse din Australia, iar formele tetraploide ar fi fost introduse din Europa. Starea stufărișurilor (*Phragmites australis*) în Australia a fost evaluată luând în considerare habitatul specific. Acesta a fost împărțit în trei tipuri: mlaștini, râuri și estuare. Toate cele trei au prezentat pierderi sau degradări de habitate de la colonizarea europeană. Cu toate acestea, au existat și cazuri de noi apariții sau de refacere a habitatelor. Integrarea acestor schimbări la nivel de bazine hidrografice sugerează că ar avea loc o redistribuire a speciei din cauza sistemelor pentru irigații. Agricultură pare să fie cauza principală a pierderilor suprafețelor de stufărișuri, mai cu seamă în estul Australiei. Până în prezent, nu există suficiente informații de declin al speciei în Australia asemănător cu ceea ce se întâmplă în anumite părți ale Europei, dar

nici de extindere, cum se întâmplă în mlaștinile de coastă din Statele Unite ale Americii (Roberts, 2000).

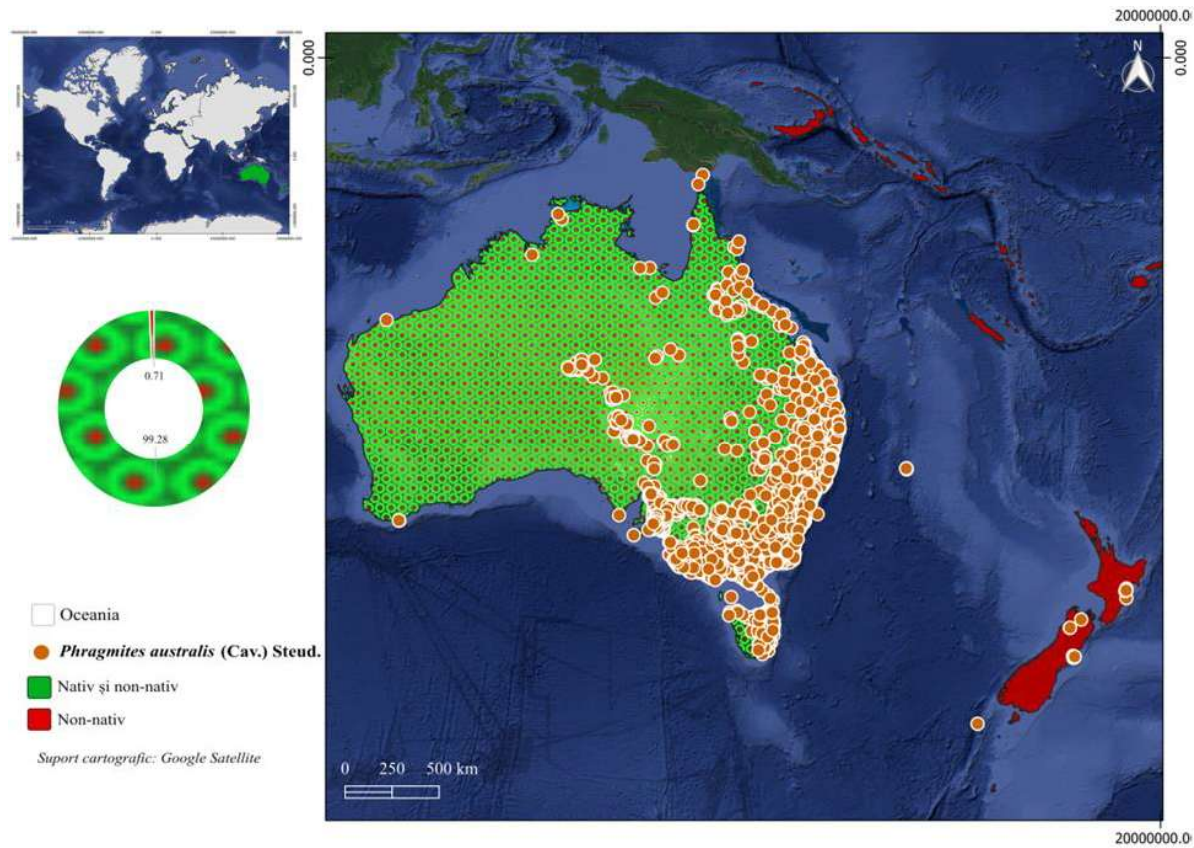


Figura 8. Răspândirea speciei *P. australis* în Oceania (sursa datelor: Packer și colab., 2017; Oceania, 2023)

La nivel național

Stuful este o specie autohtonă foarte importantă a zonelor umede naturale din România (Fig. 9) și este larg răspândită în toate regiunile: Banat, Bucovina, Crișana, Dobrogea, Maramureș, Moldova, Muntenia, Oltenia și Transilvania (Oprea, 2005). Stufărișurile se pot găsi adesea pe mici suprafețe și în zona colinară sau în depresiunile intramontane unde condițiile ecologice sunt favorabile (Sanda și colab., 2008). Cu un ecart altitudinal de la 0 m (Delta Dunării) la 1200 m (Pârâul Prigoana, județul Hunedoara; Vassilev și colab., 2018), totuși *Phragmites australis* are o frecvență mai ridicată în bazinele hidrografice pe cursul inferior al râurilor.

Specia poate fi întâlnită, cu acoperire compactă, în lunci joase inundabile, microdepresiuni cu apă temporară sau permanentă, amenajări piscicole, ghioluri, brațe moarte, baraje, șanțuri de drenaj cu apă stagnantă, precum și în lacuri, bălți (Nyárady și colab., 1972) și bazine acvatice permanente dar nu mai adânci de 1–1,2 m. Substratul variază de la depozite

aluviale, luto-nisipoase, nisipuri, argile, luturi, nisipuri maritime (Rodewald-Rudescu, 1974; Burescu, 2003; Doniță și colab., 2005; Sanda și colab., 2008; Hanganu și colab., 2013).

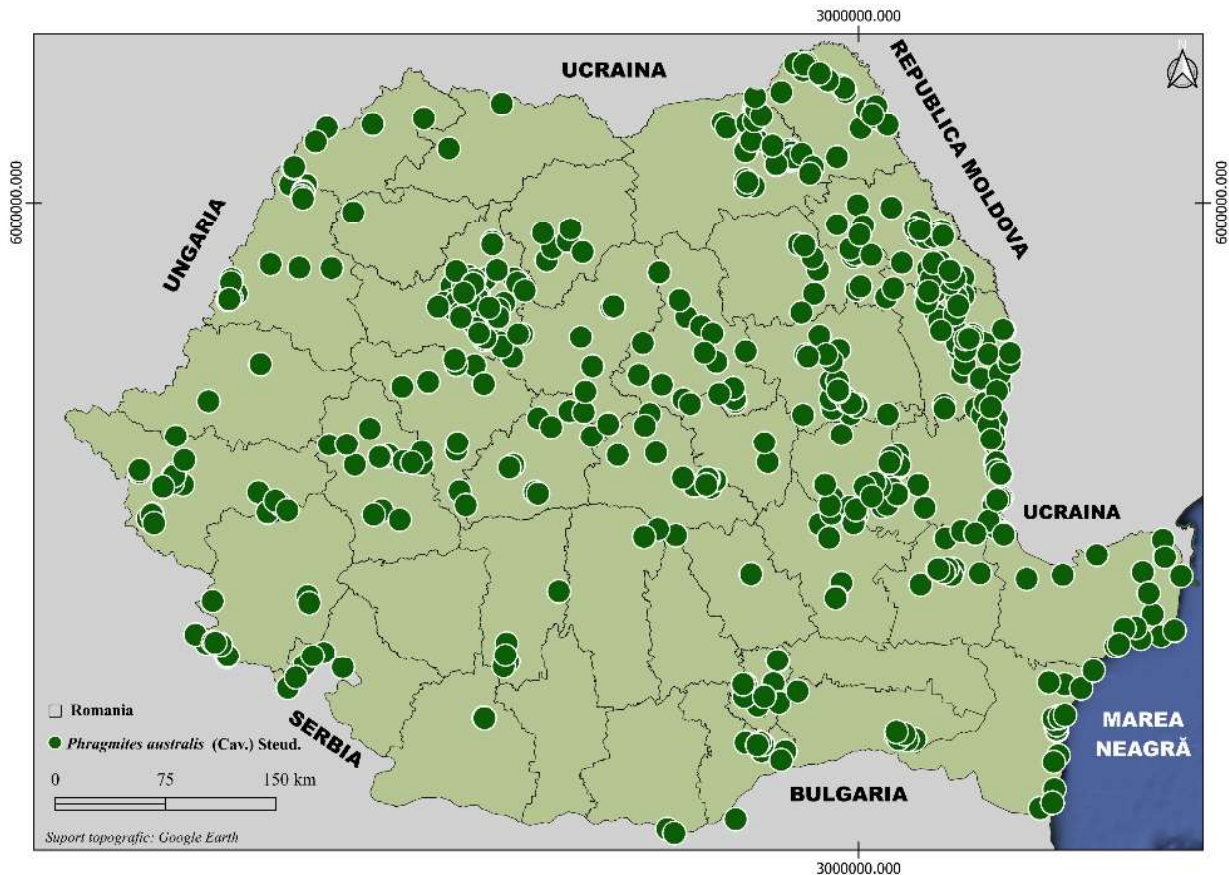


Figura 9. Răspândirea speciei *P. australis* în România
(sursa datelor: Vassilev și colab., 2018)

Solurile sunt, în general, de tip aluviosoluri, gleiosoluri slab sărăturate, cu exces de umiditate în prima parte a sezonului de vegetație, histosoluri, soluri organice cu un pH care variază între 5,5 și 8, pe terenuri plane sau foarte slab înclinate (Hanganu și colab., 1992, 2002, 2014; Hanganu și Doroftei, 2014; Ștefan și colab., 1995; Doniță și colab., 2005; Covaliov și colab., 2010).

Conform studiilor anterioare (Burescu, 2003; Chifu și colab., 2006; Sanda și colab., 2008; Oprea și Sîrbu, 2010; Vassilev și colab., 2018; Țupu, 2021), *P. australis* a fost inclusă în 22 de clase de vegetație: *Alnetea glutinosae* Br.-Bl. Et Tx. Ex Westhoff et al. 1946; *Ammophiletea* Br.-Bl. Et Tx. Ex Westhoff et al. 1946; *Artemisietea vulgaris* Lohmeyer et al. In Tx. Ex von Rochow 1951; *Bidentetea* Tx. Et al. Ex von Rochow 1951; *Cakiletea maritima* Tx. Et Preising in Tx. Ex Br.-Bl. Et Tx. 1952; *Charetea intermediae* F. Fukarek 1961; *Crataego-Prunetea* Tx. 1962; *Epilobietea angustifolii* Tx. Et Preising ex von Rochow

1951; *Festuco-Brometea* Br.-Bl. Et Tx. Ex Soó 1947; *Isoëto-Nanojuncetea* Br.-Bl. Et Tx. In Br.-Bl. Et al. 1952; *Juncetea maritimi* Br.-Bl. In Br.-Bl. Et al. 1952; *Koelerio-Corynephoretea canescentis* Klika in Klika et Novák 1941; *Lemnetea* O. De Bolòs et Masclans 1955; *Molinio-Arrhenatheretea* Tx. 1937; *Oxycocco-Sphagnetetea* Br.-Bl. Et Tx. Ex Westhoff et al. 1946. *Papaveretea rhoeadis* S. Brullo et al. 2001; *Phragmito-Magnocaricetea* Klika in Klika et Novák 1941; *Potamogetonetea* Klika in Klika et Novák 1941; *Salicetea herbaceae* Br.-Bl. 1948; *Salicetea purpureae* Moor 1958; *Salicornietea fruticosae* Br.-Bl. Et Tx. Ex A. Bolòs y Vayreda et O. De Bolòs in A. Bolòs y Vayreda 1950; și *Scheuchzerio palustris-Caricetea fuscae* Tx. 1937. Cele mai multe date au fost înregistrate în clasa *Phragmito-Magnocaricetea* (52 %).

În Delta Dunării

Cea mai mare suprafață de stufărișuri din România este în Delta Dunării, aceasta fiind una dintre cele mai importante arii de biodiversitate din România și este definită ca un complex ecologic ce include canale, gârle, grinduri, lacuri și mlaștini (Hanganu și Doroftei, 2014). Conform hărții lui Charles Hartley din 1886, Delta Dunării era împărțită în patru insule de stuf (Ceatal, Letea, Sf. Gheorghe și Dranov), iar mlaștinile de stuf păreau să fie mai extinse decât în prezent. Conform literaturii (Hanganu și colab., 1992, 2002; Ștefan și colab., 1995; Covaliov și colab., 2010; Hanganu și Doroftei, 2014), în această zonă se găsesc cele mai întinse suprafețe de stufărișuri din Europa. În cadrul acestei diversificate zone sunt incluse insule, păduri, pășuni, dune de nisip, terenuri mlăștinoase aici fiind incluse și zonele de plaur.

De asemenea, Delta Dunării se situează pe locul al treilea (după delta Volgăi – cu șapte brațe mari) în rândul celor mai mari zone umede din Europa și beneficiază de un statut de protecție cu patru componente distincte: a) rezervație a biosferei, recunoscută ca atare la nivel internațional în anul 1991 de către UNESCO; b) zonă umedă de importanță internațională, conform Convenției Ramsar; c) sit natural inclus în patrimoniul natural universal, avizat de UNESCO (UNEP/WCMC, 2009; Claudino-Sales, 2019); d) parte integrantă a rețelei europene de protecție a biodiversității Natura 2000, în contextul aderării României la Uniunea Europeană în anul 2007.

În Delta Dunării, au fost identificate patru varietăți de *P. australis* (Rudescu și colab., 1965): var. *stolonifera*, var. *rivularis*, var. *flavescens* și var. *gigantissima*. Ulterior, Rodewald-Rudescu (1974) descrie cinci varietăți și două forme de *P. australis* în Delta Dunării: var. *gigantissima*, var.

pseudodonax, var. *stolonifera*, var. *flavescens* f. *flavescens* și var. *flavescens* f. *rivularis*. În ceea ce privește nivelul de ploidie al speciei *P. australis* în Delta Dunării, acesta a variat de-a lungul timpului. Astfel, Tavarnaschi (1948) a identificat forme heptaploide, în timp ce Clevering și Lissner (1999) au identificat forme tetraploide, hexaploide, octoploide și dodecaploide.



Figura 10. Specii de plante însoțitoare din stufărișuri: (a) *Menta aquatica*; (b) *Hydrocharis morsus ranae*; (c) *Thelypteris palustris* (pe plaur); (d) *Solanum dulcamara*. Specii indicatoare de tranziție a stufărișurilor, retragere a nivelului apei: (e) *Bidens tripartita*; (f) *Cyperus glomeratus*

În Delta Dunării, *Phragmites australis* acoperă mai mult de 220.000 ha din suprafață, din care 90.104 ha sunt ocupate de stuf monodominant cu

potențial de recoltare (Hanganu și colab., 1999; Covaliov și colab., 2010; Hanganu și Doroftei, 2014). Asociația vegetală dominantă în aceste zone este *Scirpo-Phragmitetum* Koch 1926, unde specia caracteristică și dominantă (peste 90 %) este *Phragmites australis*. Speciile însoțitoare cel mai des întâlnite includ *Typha angustifolia* L. (papură), *Bidens tripartita* L. (dentiță; Fig. 10e), *Hydrocharis morsus-ranae* L. (iarba broaștei; Fig. 10b), *Schoenoplectus lacustris* (L.) Palla (pipirig), *Mentha aquatica* L. (mentă de baltă; Fig. 10a), *Thelypteris palustris* Schott (ferigă de baltă; Fig. 10c), *Sparganium erectum* L. (buzdugan de baltă), *Solanum dulcamara* L. (lăsnicior; Fig. 10d) și *Salix cinerea* L. (zălog; Fig. 11).

Stuful prezintă particularități distincte în funcție de caracteristicile habitatului. În special, tipul de stufăriș cu înălțime maximă (4-5 m) se dezvoltă pe soluri gleice sau gleice turboase, în zonele de plaur și în zona fluvială, de-a lungul rețelei hidrografice. În zona fluvială, acesta se amestecă cu *Typha angustifolia*, *Bidens tripartita*, *Cyperus glomeratus* (Fig. 10f) și *Schoenoplectus lacustris* în zonele cu sedimentare minerală activă.



Figura 11. Stufărișuri cu zălog (*Salix cinerea*)

Comunitățile de stuf se găsesc în soluri hidromorfe și organice, cu pH neutru și niveluri de salinitate variind de la scăzute până la moderate. Asemenea zone mlăștinoase, cum ar fi mlaștinile europene cu *P. australis*, *T.*

angustifolia și *S. lacustris*, acoperă aproximativ 188.300 ha. În foarte puține locuri mai poate fi identificată în cadrul stufărișurilor și specia de plantă carnivoră *Aldrovanda vesiculosa* L. (roată de apă; Fig. 12a, 12c).



Figura 12. Specii de plante rare, de interes conservativ: (a) *Aldrovanda vesiculosa*; (b) *Cladium mariscus* (sursa: Culiță Sîrbu – U.S.V. Iași); (c) *A. vesiculosa* detaliu lamină reniformă care se închide (de tip “Venus trap”) ca o capcană prinzând în interior nevertebrate; (d) detaliu fruct (achene) *Cladium mariscus*

Aceasta este o specie rară, iar importanța conservării habitatului speciei este prioritară din cauza faptului că specia este amenințată cu dispariția. Preferă zonele izolate din stufărișuri acolo unde apa este limpede și are mică adâncime (între 10 cm și 40 cm), filtrată de întinderile mari de stufărișuri prin rizomi. Apa venită direct din Dunăre, cu turbiditate ridicată afectează existența speciei. Perioada critică a speciei este vara, cu secete accentuate și pe perioade mai îndelungate, care determină scăderea nivelului apei în stufărișuri.

De asemenea o altă specie rară, identificată în stufărișurile de tranziție în zona fluvio-maritimă și cordonul litoral, este *Cladium mariscus* (L.) Pohl (iarbă de mlaștină; Fig. 12b, 12d). Crește în pâlcuri cu o acoperire de câțiva m² până la 2,5 m în înălțime, se poate observa relativ ușor datorită inflorescenței distincte față de cea a stufului. Este o specie importantă a

habitatului Natura 2000 - 7210* (Mlaștini calcifile cu *Cladium mariscus* și specii de *Caricion davallianae*). Habitatul este prioritar în conservare, de importanță comunitară, iar prezența acestuia este în declin în Europa și relativ rară la nivel național, nu doar în Delta Dunării.

Stufărișurile ocupă cea mai mare suprafață din teritoriul Deltei Dunării. Biotopul ocupat de aceste stufărișuri are apă cu adâncimi relativ reduse, de până la 1 m, și este caracterizat de prezența aluviunilor fine pe fundul apei, în care rădăcinile și rizomii plantelor se fixează. În timp, pe fundul apei se acumulează un strat tot mai gros de materie organică (detritus), în diferite stadii de degradare. Rădăcinile și rizomii plantelor sunt încorporați în acest substrat, pierzând treptat contactul cu aluviunile de pe fundul apei. Mișcarea apei poate să fie puternică și să desprindă stratul de material organic de pe fundul apei, transformându-l într-un strat plutitor. Acest strat plutitor individualizează porțiuni din apă sub formă de insule mai mari sau mai mici, cunoscute sub numele de „plaur” (Fig. 13). Acest proces complex de acumulare a materiei organice în descompunere și formare a plaurilor este caracteristic zonelor umede dominate de stuf.



Figura 13. Formațiuni de plaur în zona Roșu - Puiu

Plaurii devin microhabitate distincte, oferind un mediu favorabil pentru diferite specii de plante, animale și păsări adaptate la aceste condiții. Astfel, stufărișurile și plaurii au o semnificație ecologică foarte ridicată, susținând o diversitate biologică bogată în cadrul Deltei Dunării (Covaliov și colab., 2010).

De-a lungul evoluției Deltei Dunării, suprafețe semnificative de lacuri deltaice sau lagunare au fost acoperite cu un strat de turbă cu o grosime de 1-3 m. Acest strat a contribuit la formarea "plaurului" (însulă plutitoare de stuf; Fig. 14). Această formațiune, de regulă, de formă circulară, este constituită dintr-o rețea de rizomi de stuf viabili (turbă fibrică), care poate fi situată fie pe un substrat organic vechi intens mineralizat (turbă hemică sau saprică), fie direct pe substratul mineral.

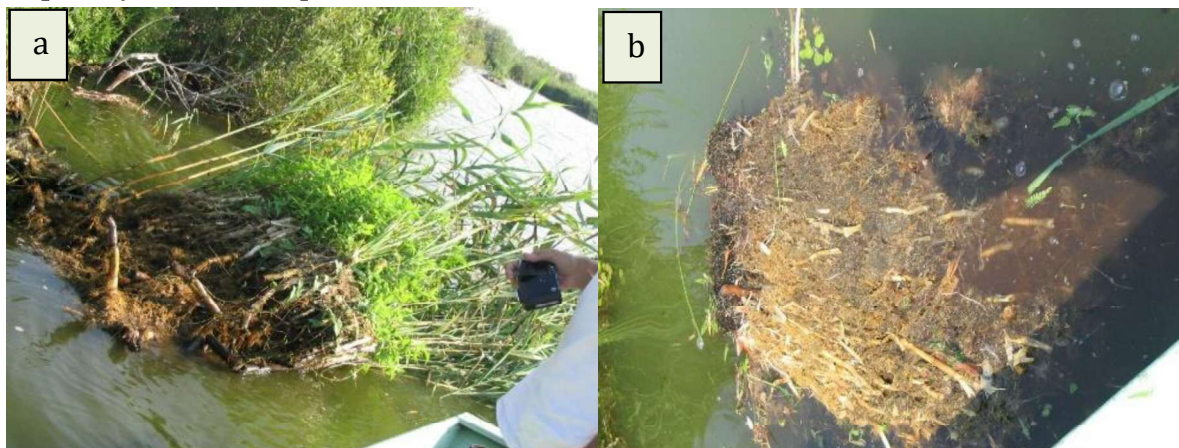


Figura 14. Secțiuni în plaur: (a) *Thelypteris palustris* specie indicatoare de plaur; (b) Detaliu rizomi de stuf - filtru natural

Pe formațiunile de plaur, stuful este însoțit de *Solanum dulcamara* (lăsnicior), *Salix cinerea* (zălog), *Symphytum officinale* (tătăneasă) și *Thelypteris palustris* (ferigă de baltă). Prin urmare, reducerea activităților de recoltare a stufului și incendiile care duc la igienizarea acestor zone conduc la extinderea suprafețelor ocupate de zălog. De asemenea, în zona maritimă, stuful formează asociații cu specii de rogoz (*Carex acutiformis* și *C. riparia*).

1.1.4 Fitocenologie și succesiuni ale vegetației

Phragmites australis (Cav.) Steud., cunoscută popular sub denumirea de stuf (Milke și colab., 2020), este una dintre cele mai răspândite specii din lume, având o distribuție cosmopolită (Tewksbury și colab., 2002; Lambertini și colab., 2012a, b; Srivastava și colab., 2014; Čížková și colab., 2023). Cu toate acestea, există dovezi care indică că stuful a înregistrat o scădere în Europa (Den Hartog și colab., 1989; Lastrucci și colab., 2017). Cauzele acestei regresii au fost atribuite mai multor factori, inclusiv distrugerea fizică directă a habitatului, daunele mecanice, incendiile repetate pe aceleași suprafețe (Thompson și Shay, 1985), pășunatul excesiv, degradarea calității apei și a sedimentelor, precum și modificările aduse

regimului hidrologic al lacurilor și efectele rezultate (Mook și Van Der Toorn, 1982; Ostendorp, 1989; Gigante și colab., 2011).

Numeroase studii au arătat că administrarea stufărișurilor ca pajiști permanente pe suprafețe întinse va avea, din punct de vedere al conservării, un impact negativ semnificativ pe termen lung asupra speciilor și habitatelor naturale. Desigur, pe suprafețe restrânse, acest tip de management aplicat în mod echilibrat, poate favoriza diversitatea speciilor prin crearea de noi zone de tranziție (habitate de ecoton) și de cuibărit sau de hrănire pe perioada de primăvară - vară. Suligile de stuf în perioada de primăvară, apărute în zonele recoltate sau incendiate în anul anterior (sezonul de iarnă) sunt consumate de animale. De altfel, la nivel local, au fost observate astfel de acțiuni realizate de crescătorii de animale. Stufărișurile prezintă caracteristici distincte în funcție de trăsăturile specifice ale habitatului în care se dezvoltă. Aceste caracteristici pot include tipul de sol, nivelul apei, regimul hidrologic, influențele climatice și alte condiții locale care influențează dezvoltarea asociațiilor de stuf (Gaberšček și colab., 2020).

Ecosistemele dominate de stufărișuri au fost identificate ca fiind în declin în diverse regiuni ale lumii (Mook și Van Der Toorn, 1982; Gigante și colab., 2011). Cu toate acestea, extinderea stufului este un fenomen care rezultă atât din succesiunea ecologică, cât și din competiția dintre specii, în apropierea malurilor lacurilor și râurilor, dar și în regiunile mlăștinoase, în special în zonele semiaride (Lambertini și colab., 2006; Čížková și colab., 2023). Creșterea eterogenității spațiale a stufului poate influența circulația apei în mod negativ. Acest lucru poate iniția un proces negativ, care duce la deteriorarea structurii de suport a stufului prin crearea unor zone de stagnare a apei (Rudescu și colab., 1965).

Astfel, în gestionarea stufărișurilor, este esențial să se găsească un echilibru între menținerea suprafețelor de stuf, evitând fragmentarea excesivă, și controlând gradul de variație spațială a structurii stufului pentru a nu perturba fluxurile naturale de apă. Aceste practici vor contribui la conservarea stufărișurilor în Delta Dunării și implicit a speciilor care beneficiază de aceste ecosisteme. Caracteristicile biometrice (grosime și înălțime tulpini, densitate tulpini / m²) stufului sunt influențate și de varietatea genetică. În Delta Dunării, de exemplu, s-au identificat două forme cu diferite niveluri de poliploidie: forma tetraploidă *Phragmites australis* var. *flavescens* și forma octoploidă *Phragmites australis* var. *gigantissima* (Gorenflot și colab., 1972). Nivelul de poliploidie nu este întotdeauna direct

corelat cu morfologia plantei. În ciuda nivelurilor diferite de poliploidie, măsurătorile biometrice efectuate asupra celor două varietăți au demonstrat că acestea prezintă diferențe semnificative în ceea ce privește caracteristicile morfologice (Raicu și colab., 1972). În ansamblu, diversitatea genetică și interacțiunea cu factorii de mediu joacă un rol important în determinarea caracteristicilor biometrice și morfologice ale stufului, precum și în modelarea compoziției de specii însoțitoare și structurii populațiilor acestuia.

De asemenea, este posibil să existe o sub structurare a stufului, care poate fi influențată de factori de stres precum nivelul crescut al apei sau salinizarea (Koppitz și colab., 1995). În zonele cu circulație activă a apei, stuful atinge înălțimi de aproximativ 3-5 m, în timp ce în zona maritimă, înălțimea stufului se limitează la aproximativ 1,5-2 m (Fig. 15).



Figura 15. Diferențe biometrice ale stufului: (a) stufărișuri pe psamosoluri salinizate; (b) stufărișuri pe soluri gleice

Deși climatul prezintă caracteristici de stepă uscată, vegetația din aceste zone este bogată datorită aprovizionării continue cu apă, umidității ridicate a aerului și conținutului bogat în substanțe nutritive al aluviunilor. Cu toate că vegetația de stuf poate părea uniformă și monotonă în aspect, cercetările asupra structurii și compoziției floristice din aceste fitocenozes higrofile, în care stuful este dominant sau are cel puțin un rol de specie codominantă, au fost relativ limitate.

Totuși, prin cercetările dedicate biodiversității stufărișurilor, s-au identificat până în prezent 18 tipuri și subtipuri distincte de vegetație stuficolă. Aceste unități și subunități cenotaxonomice diferă între ele prin speciile caracteristice și diferențiale pe care le găzduiesc, precum și prin preferințele lor ecologice pentru condiții specifice de dezvoltare optimă. O caracteristică notabilă a stufărișurilor este productivitatea lor ridicată, estimată la aproximativ 15 t/ha/an. Aceasta reprezintă cea mai mare productivitate întâlnită în comparație cu toate celelalte comunități de plante (fitocenoze) terestre și acvatice din România. Această productivitate semnificativă oferă habitat și hrană pentru o varietate de specii, contribuind la complexitatea ecologică a zonelor umede dominate de stuf.

Asociațiile principale de stufărișuri identificate în Delta Dunării sunt următoarele:

- Comunități de compacte de stufărișuri (*Scirpo-Phragmitetum* W. Koch 1926)

Stufărișuri pure sau aproape pure (*Phragmites australis*) sunt prezente în zonele inundabile, precum complexe lacustre Somova-Parcheș, Șontea-Furtuna, Gorgova-Uzlina, Matița-Merhei, Roșu-Puiu (Fig. 16) și Razim – Sinoe. Densitatea tulpinilor de stuf în aceste asociații este în jur de 45 - 60 tulpini / m², iar diametrul tulpinilor (la bază) variază între 0,8 cm și 1,7 cm. Înălțimea medie a fitocenzelor este cuprinsă între 3,2 m și 3,8 m. Productivitatea acestei asociații poate ajunge la 15 t / ha, în condiții optime. Asociația *Scirpo-Phragmitetum* ocupă cote de teren cuprinse între +1,70 și -1,00 m față de nivelul mediu al mării. Pentru gestionarea eficientă a acestor stufărișuri prin modificarea morfometriei sau topografiei lor, trebuie să se țină cont de câteva reguli generale (Hanganu, 2013).

Două dintre aceste reguli constau în menținerea unei suprafețe adecvate pentru a păstra trăsăturile caracteristice ale zonelor umede dominate de stuf și pentru a evita stresul asupra animalelor sălbatice care depind de acest mediu. Numim aceste zone stuficole habitate de refugiu pentru biodiversitate iar în procesul de cartare realizăm și delimitări ale acestor zone, acolo unde stuful urmează să fie recoltat în anul respectiv. Zonele prea mici de stuf sau cu biodiversitate ridicată în structura lor pot crea dificultăți în propagarea vegetativă datorită competiției dintre specii din fitocenoză sau din zonele învecinate. Acestea se dezvoltă pe soluri gleice sau gleice turboase, care sunt inundate în cea mai mare parte a anului.



Figura 16. Aspect general al stufărișurilor compacte în zona Roșu - Puiu (la sud de orașul Sulina - Golful Musura)

- Comunități de pipirig și stuf - asociația *Scirpo-Phragmitetum* W. Koch 1926

Stufărișurile cu pipirig (*Schoenoplectus lacustris*) se dezvoltă cu precădere pe soluri hidromorfe sau organice. Aceste asociații pot tolera o salinizare redusă până la moderată. Variațiile în condițiile ecologice au dus la schimbări ale parametrilor biometrici ai populațiilor de stuf, ceea ce a dus la individualizarea mai multor subunități cenotaxonomice distincte. Pipirigul (*Schoenoplectus lacustris*) are un rol de specie codominantă (realizează cca. 30 % - 45 % din biomasa fitocenozelor). Densitatea tulpinilor de stuf este de numai 20-32 tulpini / m², înălțimea medie de aproximativ 3 m, iar diametrul mediu este cuprins între 0,8 cm și 1,6 cm.

- Comunități de papură și stuf - asociația *Typhetum angustifoliae* Pign. 1953

Papura (*Typha angustifolia* L.) reprezintă una dintre speciile codominante, cu un rol semnificativ în cantitatea totală de biomasă. Aceste

fitocenoze preferă solurile gleice sau psamosolurile mlăștinoase cu o reacție neutră. Densitatea tulpinilor de stuf este relativ redusă, situându-se între 25 și 45 de tulpini / m². Înălțimea medie a stufului variază între 2,9 m și 3,4 m, iar diametrul mediu al tulpinilor se situează între 0,8 cm și 1,5 cm. Din cantitatea totală de biomasă produsă anual (aproximativ 13-14 t / ha), doar 50 % este atribuită stufului.

- Comunități de stânjanel de baltă și stuf - asociația *Iridetum pseudacori* Eggler ex Brzeg et Wojterska 2001

Stânjanelul de baltă (*Iris pseudacorus* L.) are rol de specie codominantă (Fig. 17). Acoperirea generală a vegetației este de 75 % - 90 %, iar înălțimea stufului variază între 2,2 m și 3,2 m, cu diametre medii cuprinse între 0,6 cm și 1,4 cm. Densitatea tulpinilor de stuf în aceste fitocenoze este de 18 - 32 tulpini / m². Aceste comunități se găsesc mai ales la marginea gârlilor sau lacurilor, pe soluri gleice mlăștinoase temporar submerse.

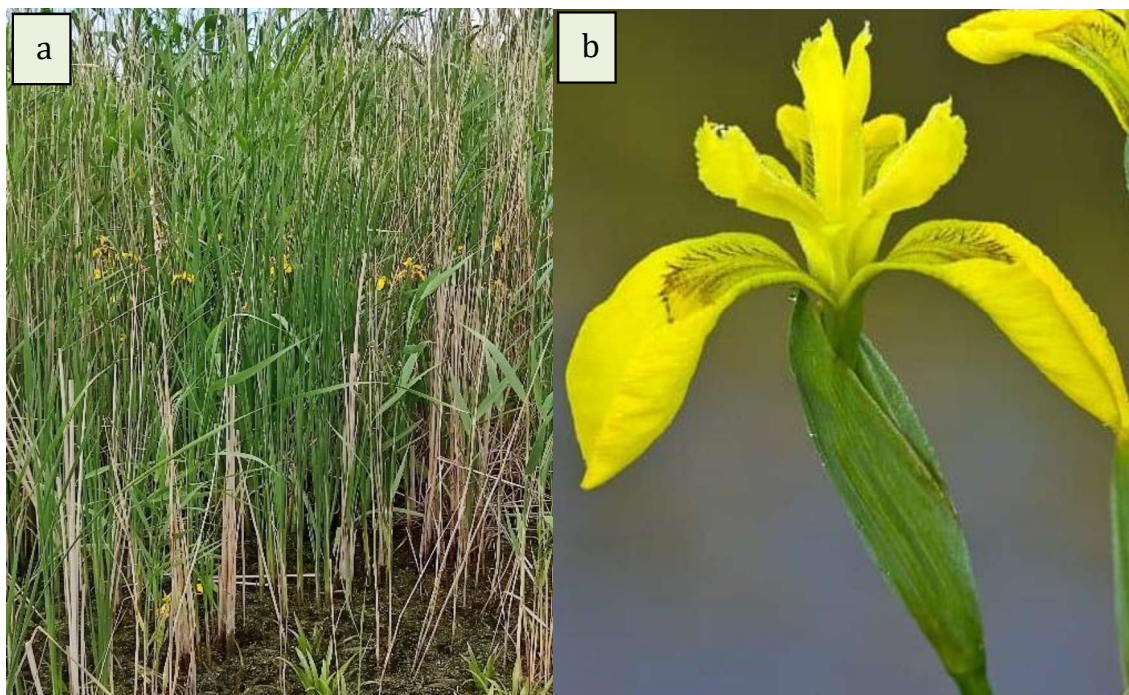


Figura 17. Stufărișuri cu stânjanel de baltă (*Iris pseudacorus*): (a) habitus; (b) detaliu

- Comunități de rogoz și stuf – asociația *Caricetum elatae* W. Koch 1926
Stufărișurile cu rogoz sunt localizate pe grinduri joase și în depresiuni temporar submerse. Densitatea tulpinilor de stuf în aceste fitocenoze este relativ scăzută (12 - 18 tulpini / m²), cu tulpini mai groase (între 1,1 cm și 2,3 cm) și înălțimea medie între 3,2 m și 3,7 m.



Figura 18. Stufărișuri cu rogoz (*Carex riparia*): (a) habitus; (b) detaliu

Aceste comunități prezintă o structură bistratificată, cu un etaj superior format de stuf și pipirig și un etaj inferior format de rogoz - *Carex acutiformis*, *C. riparia* în delta fluviatilă (Fig. 18) și *C. riparia* cu *C. elata* în delta fluvio-maritimă. Cantitatea anuală de biomasă este de 10 - 11 t / ha, din care numai 40 % - 45 % este realizată de stuf.

- Comunități de iarbă albă și stuf - asociația *Phalaridetum arundinaceae* (W. Koch 1926) Libbert 1931

Aceste comunități se dezvoltă pe soluri gleice mlăștinoase, la marginea canalelor. Densitatea tulpinilor de stuf este relativ scăzută (aproximativ 13 - 22 tulpini / m²), înălțimea stufului variază între 1,5 m și 2,4 m, iar diametrul tulpinilor este cuprins între 0,5 cm - 1,2 cm. Acoperirea fitocenozei este de aproximativ 50 %. Productivitatea acestei subunități este de 9,5-12 t / ha.

- Comunități de stufărișuri de plaur, cu ferigă - asociația *Thelypterido palustris-Phragmitetum australis* Kuiper ex van Donselaar și colab. 1961

Aceste comunități ocupă marginile plaurilor și prezintă o combinație între stuf și feriga de baltă. În aceste fitocenoze, înălțimea tulpinilor de stuf variază între 3,5 m și 5,0 m, diametrul mediu al tulpinilor fiind cuprins între 1,4 cm și 2,2 cm (Fig. 19). Densitatea tulpinilor de stuf este mai mică,

situându-se în intervalul 12 - 23 tulpini / m². Productivitatea acestei subunități este mai redusă, neputând depăși 7 - 8,5 t / ha.



Figura 19. Stufărișuri de plaur cu ferigă de baltă (*Thelypteris palustris*)

- Comunități de peștișoară și lintiță - asociația *Lemno-Salvinietum natantis* Miyawaki et J. Tx. 1960

Aceste comunități reprezintă stufărișuri de plaur permanent inundate, în care există zone cu apă fără stuful dominant. Aceste zone sunt ocupate de specii acvatice plutitoare (Fig. 20), precum peștișoara (*Salvinia natans*), lintița (*Lemna minor*) etc. Densitatea tulpinilor de stuf în această subunitate este redusă, având între 8 și 12 tulpini / m². Înălțimea tulpinilor de stuf este cuprinsă între 3,8 m și 4,7 m, iar diametrul mediu al tulpinilor variază între 1,1 cm și 2,3 cm. Cantitatea totală de biomasă produsă în această subunitate este estimată între 5 - 7 t / ha.



Figura 20. Stufărișuri cu peștișoară (*Salvinia natans*)

- Comunități de albăstrică și stuf - asociația *Astero tripolii-Phragmitetum* Krisch (1972) 1974

Comunitățile de stufăriș cu *Tripolium pannonicum* (Jacq.) Dobrocz. (Fig. 21) se găsesc pe grindurile maritime joase, care sunt temporar inundate, având psamosoluri salinizate și reacție alcalină. Stuful deține o pondere semnificativă în cantitatea totală de biomasă, cuprinsă între 50 % și 75 %.



Figura 21. Stufărișuri cu albăstrică (*Tripolium pannonicum*)

Înălțimea medie a tulpinilor de stuf în această asociație este de 1,3-1,5 m, iar grosimea lor este cuprinsă între 0,3 cm și 0,6 cm. Densitatea tulpinilor este mare, situându-se între aproximativ 135 și 220 tulpini / m². Cantitatea anuală totală de biomasă produsă de această fitocenoză ajunge la 4-5 t / ha.

- Comunități de rogoz mare și stuf - asociațiile *Bolboshoenetum maritimi* Egger 1933 și *Eleocharitetum palustris* Savič 1926

Comunitățile de *Bolboshoenetum maritimi* apar pe soluri gleice temporar inundate și psamosoluri, care prezintă o reacție slab alcalină și o puternică salinizare. În această fitocenoză, înălțimea tulpinilor de stuf este cuprinsă între 1,4 m și 2,1 m, diametrul mediu al tulpinilor fiind cuprins între 0,4 cm și 0,8 cm. Densitatea tulpinilor de stuf este mare, situându-se între 55 și 72 tulpini / m². Cantitatea anuală de biomasă produsă este cuprinsă între 6,5 și 8 t / ha.

Comunitățile de *Eleocharitetum palustris* se dezvoltă ca o bandă de vegetație către marginea unor bălți ușor salinizate. Densitatea tulpinilor de stuf în această asociație este mai redusă comparativ cu asociația tipică, fiind cuprinsă între 22 și 25 tulpini / m². Înălțimea medie a tulpinilor nu depășește 1,6 m, iar diametrul mediu al tulpinilor variază între 0,4 cm și 1,1 cm. Productivitatea acestei fitocenoze este estimată la valori cuprinse între 4,5 și 6,5 t / ha, din care 55 % - 60 % este dată de stuf.

- Comunități de stuf cu ghirin - asociația *Halimiono pedunculatae-Suaedetum maritimae* (Șerbănescu 1965) Coldea și colab. 2012.

Aceste comunități apar pe psamosoluri puternic salinizate (Fig. 22), cu reacție alcalină. În condițiile acestei salinizări excesive, apare ca subdominantă planta numită brânca sau iarba sărată - *Suaeda maritima* (L.) Dumort., care acoperă în jur de 30 % - 55 % din teren. Stuful în această comunitate este subțire și de talie mică, iar densitatea tulpinilor scade comparativ cu asociația tipică. Productivitatea acestei fitocenoze este de numai 3,2 - 4,5 t / ha.

- Comunități de pâhă de sărătură și stuf - asociația *Limonio bellidifolii-Puccinellietum convolutae* Ștefan și colab. 2001

Aceste comunități se dezvoltă pe psamosoluri salinizate de pe grindurile maritime, care au reacție alcalină și o salinizare avansată. Stuful crește în pâlcuri, iar continuitatea sa este întreruptă de zone goale dominate de specia *Puccinellia convoluta*. Densitatea tulpinilor de stuf în această

subunitate scade la aproximativ 85 - 120 tulpini / m², înălțimea tulpinilor fiind cuprinsă între 1,2 m și 1,6 m, iar diametrul lor mediu este cuprins între 0,3 cm și 0,7 cm. Cantitatea totală de biomasă anuală produsă în această fitocenoză nu depășește 3,5 t / ha, din care 55 % - 70 % este dată de stuf.



Figura 22. Stufărișuri pe psamosoluri salinizate

Fenomenul „die-back” este un proces semnificativ care afectează extinderea și calitatea stufului în nordul și centrul Europei. Acest fenomen constă în reducerea stufului în zonele de apă cu adâncimi mari și mici, ca urmare a scăderii productivității acestora. Acest declin se datorează acumulării compușilor rezultați din descompunerea materiei organice, care conduc la crearea unor condiții ridicate de anaerobioză în sedimente. În plus, creșterea aglomerată a plantelor poate contribui la acest fenomen (Van der Putten, 1995; Armstrong și Armstrong, 2001). În contextul schimbărilor și a variabilităților climatice, salinizarea din cauza creșterii nivelului mării are, de asemenea, un impact asupra stufului. Acest factor poate determina retragerea stufului în zona coastelor joase fără marea. Aceasta a fost observată în studii anterioare (Bird, 1961; Calder și Ducker, 1979; Hanganu și colab., 1999) și reprezintă o amenințare suplimentară pentru această specie în anumite regiuni.

Pe de altă parte, stuful (linia europeană) a fost considerată o specie invazivă în America de Nord, iar eforturile de cercetare se concentrează pe

înțelegerea competiției sale de succes cu speciile native și pe dezvoltarea metodelor de control a expansiunii sale în regiunile din zona Neartică. Diferite studii și inițiative au fost demarate pentru a înțelege modul în care această specie interacționează cu ecosistemele native și cum poate fi gestionată pentru a menține echilibrul ecologic (Beck, 1971; Cross și Fleming, 1989; Chambers și colab., 1999).

1.2 Morfologia speciei

Caracteristicile biometrice ale stufului, cum ar fi culoarea tulpinilor, data apariției, textura frunzelor, precum și alte caracteristici ale stufului, pot varia în funcție de climă, genotip și habitat (Haslam, 1972, 2021).

În Delta Dunării, condițiile de mediu au un impact semnificativ asupra tipurilor de stufărișuri care se dezvoltă în zonă. De exemplu, stuful cu cea mai mare înălțime, de aproximativ 4-5 m, este specific habitatelor de „plaur”. De-a lungul procesului de formare a Deltei Dunării, suprafețe extinse de lacuri deltaice sau lagunare au fost acoperite cu formațiuni de stuf cunoscute local sub numele de „plaur”. Aceste formațiuni sunt alcătuite dintr-o rețea de rizomi de stuf viabili și un substrat de turbă fibrică cu o grosime de aproximativ 60-120 cm. Acest substrat de turbă fibrică este permanent sau semipermanent plutitor pe un strat de apă, iar nivelul apei variază în funcție de regimul hidrologic și topografia terenului. Formațiunile de „plaur” pot fi găsite fie pe un substrat organic vechi intens mineralizat, cum ar fi turbă hemică sau saprică, fie direct pe substratul mineral. În esență, aceste particularități ale habitatului din Delta Dunării influențează tipurile de stuf care se dezvoltă și ilustrează adaptările specifice ale acestor plante la condițiile unice ale acestui ecosistem deltaic complex.

Variabilitatea biometrică a stufului nu este determinată doar de factori genetici, ci și de adaptarea la mediu. În Delta Dunării, de exemplu, au fost identificate forme tetraploide (*Phragmites australis* var. *flavescens*) și forme octoploide (*Phragmites australis* var. *gigantissima*) care coexistă în zonele de plaur plutitor (Gorenflot și colab., 1972). Cu toate acestea, nivelul de poliploidie nu este întotdeauna corelat direct cu aspectul sau forma plantei. Măsurătorile biometrice (Raicu și colab., 1972), au arătat că aceste două varietăți sunt morfologic diferite într-un mod semnificativ. Aceasta sugerează că, deși nivelul de poliploidie poate fi un factor important, adaptarea la condițiile locale și factorii de mediu pot avea, de asemenea, un rol semnificativ în determinarea caracteristicilor biometrice ale stufului. De

asemenea, studiile arată că substructurarea populațiilor de stuf poate apărea în funcție de anumiți factori de stres, precum nivelul crescut al apei sau salinizarea (Koppitz și colab., 1997). Acești factori de mediu pot influența evoluția și diversitatea genetică a stufului în Delta Dunării. În ansamblu, aceste constatări subliniază complexitatea interacțiunii dintre factorii genetici și factorii de mediu în determinarea caracteristicilor biometrice ale stufului și evidențiază importanța cercetărilor detaliate pentru înțelegerea acestor procese în ecosistemul Deltei Dunării.

A. Tulpina

Rizomii stufului dezvoltă tulpini aeriene care cresc la suprafața solului (Haslam, 1972). Aceste tulpini aeriene au țesut, numit sclerenchim, care conferă rezistență și susținere (Boar și colab., 1989). În zonele cu un climat temperat, fără îngheț, tulpinile mai mari ale stufului pot trăi timp de doi ani (Haslam, 1972). În al doilea sezon de vegetație, aceste tulpini pot dezvolta lăstari ramificați (Haslam, 1972). Uneori, ramificarea tulpinilor poate fi influențată de factori precum atacul de molii, înghețul, pășunatul și alți factori (Haslam, 1972; Packer și colab., 2017). Tulpinile stufului pot prezenta lungimi variabile în funcție de tipul de habitat. În terenurile de sărătură, tulpinile sunt mai scurte, având între 2 m și 2,5 m (Rudescu și colab., 1965) și pot fi roșietice (Fig. 23).



Figura 23. Tulpini (teci) roșietice ale stufărișurilor pe sărătură

Aceste schimbări în creștere și densitate reflectă adaptările specifice ale stufului la sezonul de creștere și la mediul în schimbare (Rudescu și colab., 1965).

De asemenea, studii precum cele realizate de Haslam (1972) și Rodwell (1998) au indicat că înălțimea lăstarilor stufului poate crește pe parcursul verii, în timp ce densitatea maximă a tulpinilor este atinsă la începutul verii. Astfel, în stufărișurile de mlaștină sau plaur, tulpinile pot atinge lungimi de aproximativ 4 m - 4,5 m și chiar 5 m la maturitate. Cu toate acestea, în anumite condiții de mediu favorabile, lungimea tulpinilor stufului poate ajunge chiar și la 10 m (Nyárady și colab., 1972).

Diametrul tulpinilor variază și el în funcție de habitat. În terenurile de mlaștină și plaur, diametrul tulpinii, variază mult, o medie este de aproximativ 17 mm la bază și se subțiază la aproximativ 3 mm la vârf. În schimb, în terenurile de sărătură, diametrul tulpinii este mai mic, de aproximativ 2 mm la vârf și poate ajunge la 7 mm - 8 mm la bază. Circumferința tulpinii poate varia între 2 cm și 2,5 cm. Aceasta este rigidă, netedă, glabră, fistuloasă și foliată (Rudescu și colab., 1965; Nyárady și colab., 1972). Tulpina stufului este structurată în mod specific, având noduri și internoduri, iar la acestea sunt atașate: rădăcini adventive sunt localizate la baza tulpinii; frunzele sunt dispuse pe tulpina mijlocie și cea superioară; tulpinile secundare sunt situate în partea superioară a tulpinii; iar paniculul se află în partea terminală (Fig. 24).

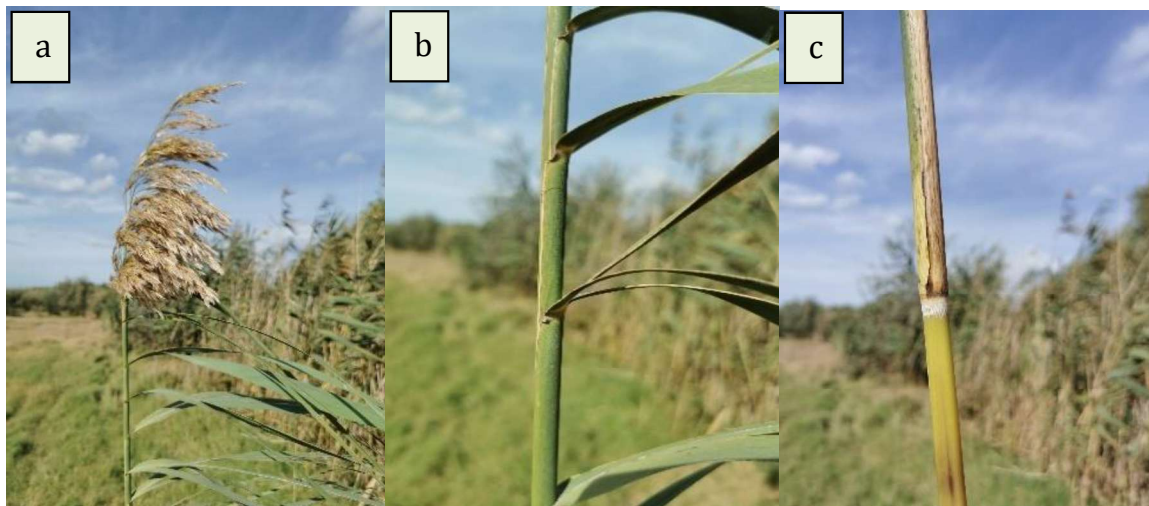


Figura 24. Secțiuni ale tulpinii de stuf: (a) partea terminală (panicul); (b) mijlocie (teci); (c) cea inferioară (internoduri și nodul cu locul de inserție al tecii)

În privința segmentului gol al tulpinii (tijă nudă), acesta este alcătuit din noduri și internoduri. Internodurile reprezintă porțiunile cilindrice ale tijeii fără niciun țesut intern și pot avea lungimi variabile. La bază, tulpina are un diametru mai mare în comparație cu zona din mijlocul ei. Ultimele două-trei internoduri ale tulpinii conțin țesut medular, care au un rol esențial în susținerea și structura tulpinii. Densitatea tulpinilor variază în funcție de habitatul lor, cu aproximativ 15 - 30 de tulpini / m² în regiunile de plaur, 20 - 35 de tulpini / m² în stufărișurile situate în apă, 20 - 40 de tulpini / m² în zonele mlăștinoase, 30 - 60 de tulpini / m² pe grinduri și peste 200 de tulpini / m² în regiunile nisipoase sărate (Rudescu și colab., 1965). Greutatea tulpinii este direct corelată cu lungimea și grosimea acesteia, iar această relație variază în funcție de lungimea și diametrul tulpinii, vârsta și condițiile de dezvoltare. Greutatea tulpinilor uscate la aer a stufului prezintă o gamă largă, cuprinsă între 6 g și 125 g. Culoarea tulpinii este variabilă și depinde de mediul în care se dezvoltă, de vârsta tulpinii și de etajele acesteia (Rudescu și colab., 1965).

Internodul

Internodul tulpinii de stuf prezintă o structură complexă, constând în masa vegetală și o cavitate centrală. Numărul de internoduri poate varia în funcție de condițiile de mediu și tipul de teren. În terenurile de mlaștină și de plaur, numărul de internoduri poate ajunge la aproximativ 36 - 37. În schimb, în terenurile de sărătură sau de grind, numărul de internoduri este mai mic, situându-se în jurul valorii de 25. Această variație reflectă adaptarea plantelor de stuf la mediile specifice în care cresc și poate influența caracteristicile lor (Rudescu și colab., 1965).

Este o observație importantă faptul că numărul de internoduri poate să varieze în funcție de stadiul de dezvoltare al plantei. La exemplarele tinere, numărul de internoduri poate fi mai mic în comparație cu plantele complet dezvoltate. În ceea ce privește dimensiunile internodurilor, este evident că ele prezintă o variație pe lungimea tulpinii. În zona mijlocie a tulpinii, internodurile sunt mai lungi, în timp ce în părțile superioară și inferioară ale tulpinii, primele 2 - 3 internoduri pot fi mai scurte. Această variație în numărul și dimensiunea nodurilor și internodurilor poate fi influențată de mulți factori, cum ar fi dezvoltarea individuală a plantelor, condițiile de mediu și alți factori (Rudescu și colab., 1965).

Nodul

Nodul este compus din pereți transversali care se formează din regruparea fasciculelor provenite din tulpină. Pereții transversali au două părți, una superioară și una inferioară. În ceea ce privește distribuția țesuturilor, organizarea identificată la nivelul internodului dispare complet la nivelul nodului, cu excepția prezenței epidermei (Rudescu și colab., 1965). Numărul de noduri de pe tulpinile de stuf poate varia între 13 și 17 (Nyárády și colab., 1972). Această variație în numărul de noduri poate avea influențe asupra structurii și funcțiilor tulpinilor de stuf în diferite condiții de creștere.

Fibra

Fibra din tulpina de stuf provine din diverse componente ale țesutului sclerenchimatic. Ea se formează din țesutul sclerenchimatic subepidermic, din teaca mecanică sclerenchimatică externă, din teaca sclerenchimatică perifasciculară și din teaca mecanică sclerenchimatică internă. Fibra reprezintă un element central pentru industria hârtiei. Aceasta constă dintr-un perete extern și unul intern, care formează structura fibrei propriu-zise. Totuși, este important de menționat că fibra de stuf este mai puțin rezistentă decât fibra obținută din lemnul de molid, plop sau fag (Rudescu și colab., 1965). Acest aspect poate influența utilizările și aplicațiile în care fibra de stuf este preferată sau nu, în funcție de cerințele specifice ale industriei sau ale proceselor de fabricație.

B. Lăstarul

Lăstarul sau „suliga” stufului se dezvoltă din nodurile rizomului, fie deasupra nivelului solului, fie sub apă. Dezvoltarea lăstarului se bazează pe aportul de substanțe nutritive din rizomi (Fig. 25).

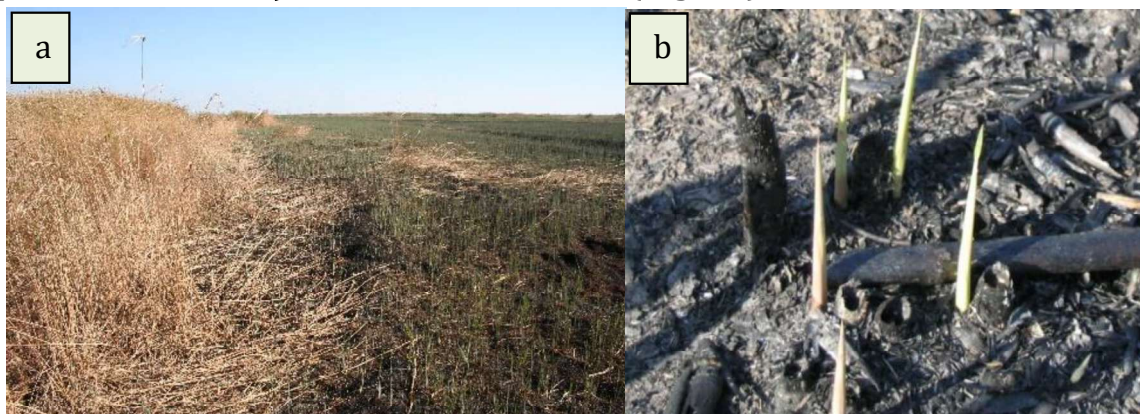


Figura 25. Lăstari de stuf răsăriți după incendiere: (a) stuf nerecoltat și stuf incendiat; (b) detaliu lăstari

Astfel, în situația în care nivelul apei este înalt, atingând adâncimi de până la 2 m, lăstarul nu poate să-și dezvolte sistemul foliar. În aceste condiții, procesul de asimilație clorofiliană nu are loc, iar dezvoltarea lăstarului se bazează exclusiv pe rezervele nutritive ale rizomului. În schimb, atunci când nivelul apei este mai scăzut, sub 2 m, lăstarii sunt capabili să crească rapid deasupra nivelului apei. În aceste condiții, ei pot dezvolta frunzele și să înceapă procesul de asimilație clorofiliană. Astfel, nivelul apei are un rol important în determinarea modului în care lăstarii de stuf se dezvoltă și funcționează, având un impact semnificativ asupra capacității lor de fotosinteză și asupra ecosistemului în care se dezvoltă (Rudescu și colab., 1965).

Lăstarii de stuf pot fi împărțiți în următoarele categorii distincte: lăstari de primăvară, lăstari de vară și lăstari de toamnă, precum și lăstari de iarnă. Dimensiunile acestor lăstari sunt influențate de vârsta lor și de condițiile mediului în care se dezvoltă. În cazul lăstarilor tineri, aceștia au o lungime cuprinsă între 5 cm și 70 cm, prezentând internoduri scurte în jumătatea superioară (între 8 și 10 internoduri). Țesuturile lor sunt turgescente, fără silice, și se caracterizează prin prezența unui număr mare de frunze primordiale de protecție (Rudescu și colab., 1965).

C. Rădăcină adventivă

La stuf, rădăcinile adventive se dezvoltă pe tulpină, în dreptul nodurilor situate în partea inferioară a tulpinii. În zonele stuficole caracterizate de inundații prelungite, aceste rădăcini adventive apar la fiecare nod. Aceste tulpini se dezvoltă într-un strat gros de apă, care poate ajunge până la 2 m, și sunt observate în perioada mai - iunie. Rădăcinile adventive prezintă o ramificație specifică: în dreptul fiecărui nod al tulpinii, se dezvoltă filamente radiculare care înconjoară nodul. Aceste filamente sunt în număr de 5 - 12, având o lungime situată între 10 cm și 15 cm, și o grosime cuprinsă între 1 mm și 1,5 mm (Rudescu și colab., 1965; Fig. 26).



Figura 26. Aspecte ale rădăcinilor adventive de stuf: (a) secțiune rădăcină; (b) rădăcină cu lăstari („suligi”); (c) dezvoltarea rădăcinii în timpul inundațiilor prelungite; (d) detaliu rădăcină în dreptul nodului

D. Tulpina adventivă sau secundară

Tulpinile adventive apar în momentele în care au loc schimbări semnificative în metabolismul plantei de stuf. Acestea devin vizibile pe tulpină atunci când partea superioară a acesteia a fost înlăturată sau nu mai funcționează corespunzător. Acest fenomen poate fi observat în diferite momente ale anului, cum ar fi primăvara când stuful este inundat, vara când este tăiat în scopuri de furajare, sau în cazul în care tulpina de stuf este păscută de animale sau a fost deteriorată de grindină. De asemenea, cu cât numărul de tulpini adventive este mai mare pe tulpina principală a stufului, circumferința acestor tulpini adventive devine mai mică. Acest lucru poate indica o relație invers proporțională între numărul de tulpini adventive și dimensiunile individuale ale acestora. Cu alte cuvinte, pe măsură ce se dezvoltă mai multe tulpini adventive pe tulpina principală, acestea pot deveni mai subțiri sau mai mici în diametru (Rudescu și colab., 1965).

E. Frunza

Frunzele de la stuf se dezvoltă din celulele meristemice ale conului de creștere a tulpinii. Frunzele inferioare au o culoare alburie. Procesul de diferențiere a tecii și a limbului este vizibil de la nodul 6 până la nodul 10. De la nodul 10 până la nodurile 14 - 15, frunzele sunt formate din teci și limb. Frunzele sunt plane, alternate, rigide, cu o lungime cuprinsă între aproximativ 40 cm și 70 cm, și o lățime care variază între 1,5 cm și 3 (sau, în unele cazuri, 5) cm. Acestea sunt liniar-lanceolate. Pe partea superioară a frunzelor sunt netede, în timp ce pe fața inferioară pot fi uneori ușor păroase. Marginile frunzelor sunt aspre. Tecile sunt desfăcute și suprapuse una peste alta. Frunzele prezintă nervațiune paralelă. Dimensiunile frunzelor variază în funcție de poziția lor pe tulpină. Astfel, în sfertul inferior al tulpinii, limbul foliar poate avea între 5 cm și 25 cm, în porțiunea mediană poate ajunge între 30 cm și 60 cm, iar în sfertul superior atinge maximum 40 cm. Culoarea frunzelor este în general galben-brună (Rudescu și colab., 1965). Aceste caracteristici ale frunzelor de stuf sunt esențiale pentru adaptarea și funcționarea plantei în mediul său specific și pot varia în funcție de condițiile de creștere și de stadiul de dezvoltare al plantei (Rudescu și colab., 1965; Nyárády și colab., 1972).

F. Paniculul

Inflorescența este de tip panicul. Acesta este dens sau lax, având o lungime cuprinsă între aproximativ 20 cm și 30 (sau chiar 50) cm. Paniculul este puțin pendent înainte și după înflorire și poate conține numeroase spiculețe. Ramurile paniculului sunt subțiri, ușor aspre, și prezintă peri lungi, albi și mătăsoși la locul de inserție pe rahis. Spiculețele sunt liniar-lanceolate și de obicei au nuanțe de culoare brună și violacee, dar rar pot fi de culoare brun-gălbui deschis. Au o lungime de aproximativ 6 mm - 9 (sau chiar 10) mm și conțin între 3 și 7 (sau chiar 8) flori comprimate lateral. Floarea inferioară masculă, iar celelalte au flori hermafrodite (Rudescu și colab., 1965; Nyárády și colab., 1972; Fig. 27).

Axa spiculețului se rupe la nivelul fiecărei flori fertile, la maturitate. Glumele sunt lanceolate și mai scurte decât paleile. Marginile glumelor sunt membranoase. Gluma superioară are o lungime de aproximativ 6 mm și este de două ori mai lungă decât gluma inferioară. Aceasta este îngust-lanceolată și are o lungime de 2 - 3 ori mai mare decât paleea superioară. Paleea inferioară este de culoare violetă și se termină cu un vârf fin, aristiform.

Lodiculele sunt de culoare violetă. Anterele sunt liniare, având o lungime cuprinsă între 1,5 mm și 2 mm. Stilul este alungit, iar stigmatul este plumos. Cariopsa este de culoare galben-brună și este fuziformă. Aceasta se desprinde și cade la maturitate. Cariopsa este însoțită de palei și de un segment din axa spiculețului (Rudescu și colab., 1965; Nyárády și colab., 1972).



Figura 27. Inflorescențe de tip panicul la stuf: (a) faza de dezvoltare a paniculului; (b) faza de polenizare; (c) faza de formare a fructului

G. Fructul

Fructul stufului este o cariopsă mică, liberă. Aceasta are o culoare variabilă, fiind de obicei brună sau gălbuie. Dimensiunile cariopsei variază, cu o lungime cuprinsă între 0,8 mm și 1,5 mm și o grosime de aproximativ 0,5 mm până la 0,7 mm. Răspândirea cariopsei se realizează cu ajutorul vântului, datorită prezenței unei structuri numite papus. Perii papusului au o lungime cuprinsă între 8 mm și 10 mm și facilitează dispersia cariopselor. Greutatea cariopselor este foarte mică. De exemplu, la colectarea a 100 de cariopse din zona de mlaștină, s-a înregistrat o greutate totală de 0,0125 g, în timp ce la aceeași cantitate de cariopse colectate din zona de plaur, greutatea a fost 0,0421 g (Rudescu și colab., 1965).

H. Rizomul

Rădăcinile stufului se dezvoltă din nodurile rizomilor orizontali (Haslam, 1972). În zonele inundate, aceste rădăcini pot pătrunde în sol la o

adâncime de până la 50 cm și pot ajunge chiar la o adâncime de 4 m în zonele în care nivelul apei variază semnificativ (Neubert și colab., 2006). Conform cercetărilor realizate de Haslam (1972), rizomii verticali prezintă rădăcini scurte și înguste. Densitatea rădăcinilor poate varia în funcție de calitatea solului. În solurile bogate în nutrienți, se poate înregistra o creștere a densității rădăcinilor, în timp ce în solurile cu conținut scăzut de nutrienți, densitatea rădăcinilor poate fi mai mică. Această adaptare a rădăcinilor la disponibilitatea de nutrienți din sol este o caracteristică importantă a strategiei de supraviețuire a stufului în medii variate și fluctuante din punct de vedere ecologic (Weaver și Himmel, 1930; Haslam, 1972).

Rizomul stufului prezintă o structură ramificată, cu stoloni subterani care pot avea o lungime cuprinsă între aproximativ 3 m și, uneori, chiar până la 15 m. Acești stoloni sunt de obicei foarte groși și pot fi aeriени sau plutitori sub apă (Nyárády și colab., 1972). Internodurile pot varia în lungime de la 5 cm până la 25 cm și sunt mai lungi în cazul rizomilor orizontali. Studii precum cele realizate de Haslam (1969) și Klötzli și colab. (2010) au constatat că rizomii primari sunt mai largi decât rizomii de ramuri secundari. Procentul acestor tipuri de rizomi poate varia în funcție de factori precum hidrologia, disponibilitatea de nutrienți, genotip și ecotip (Rudescu și colab., 1965; Haslam, 1972). De asemenea, variabilitatea adâncimii la care se dezvoltă rizomii orizontali este influențată de factori precum concentrația de nutrienți din sol, nivelul apei subterane și tipurile de sol (Haslam, 1972).

Procesul de apariție al stufului are loc la începutul verii, moment în care se dezvoltă un mugure. Acest mugure se formează într-un rizom orizontal. Este demn de menționat că mugurii pot continua să se dezvolte la sfârșitul verii, pornind de la vârful rizomului vertical al anului precedent și pot apoi să apară fie sub formă de tulpini din al doilea an, fie ca rizomi orizontali (Haslam, 1972). În studiile realizate în regiuni precum Anglia de Est și nord-vestul Scoției (Haslam, 1972), s-a constatat că rizomii stufului pot trăi de obicei între 3 și 6 ani sau chiar mai mult, în funcție de gradul de perturbare a mediului. Mugurii laterali pot dezvolta rizomi sau tulpini aeriene, în funcție de condițiile locale. De asemenea, în anumite situații, rizomii verticali ai stufului pot să se dezvolte în comunități vegetale alături de specii precum *Carex paniculata*, de unde se pot dezvolta ramuri de rizomi orizontali și verticali (Haslam, 1972). Rizomii mai lungi au tendința de a da naștere la lăstari mai mari, ceea ce poate crește probabilitatea lor de a înflori (Isambaev, 1964; Haslam, 1972).

Un aspect interesant al dezvoltării stufului este capacitatea lăstarilor verticali de a cădea și de a se extinde în diferite moduri. Atunci când lăstarii verticali cad, aceștia pot să se extindă de-a lungul solului sau de-a lungul suprafeței apei sub forma de stoloni. Acești stoloni individuali pot atinge lungimi remarcabile, depășind adesea 10 m, și pot avea peste 70 de lăstari de tulpină / stolon. Acest fenomen de extindere prin stoloni poate contribui semnificativ la colonizarea și răspândirea stufului în mediile umede. Este demn de menționat că formarea stolonilor poate varia în funcție de condițiile climatice și geografice. De exemplu, în habitatele umede din sudul Europei, stolonii se pot forma deasupra apei în luna mai, în timp ce în Marea Britanie, această formare poate avea loc în luna iulie. Stolonii sunt mai frecvenți în populațiile tinere de stuf și în habitatele salmastre (Haslam, 1972; Fig. 28).



Figura 28. Extinderea stolonilor de stuf în albia canalului secat

I. Rădăcina subterană

Rădăcina stufului este compusă din grupuri de filamente fasciculate, care au o culoare albă-gălbuie și sunt dispuse în jurul fiecărui nod al rizomului. Rădăcinile rizomilor situați până la o adâncime de 60 cm prezintă o bogată fasciculație. Astfel, în aceste zone se dezvoltă între 4 și 8 filamente,

care au o lungime situată între 10 cm și 15 cm și o grosime de aproximativ 1 cm până la 2 cm, înconjurate în jurul nodului rizomului. În schimb, rădăcinile rizomilor situați la o adâncime cuprinsă între 60 cm și 90 cm prezintă aceeași structură morfologică. Aceste detalii oferă o imagine a modului în care rădăcinile stufului sunt organizate și dezvoltate în funcție de adâncimea la care se află rizomii în sol (Rudescu și colab., 1965).

1.3 Factorii care influențează recoltele asociațiilor stuficole

1.3.1 Factori biotici

Biomasa stufărișurilor poate fi influențată de o serie de factori biotici, adică factori legați de organisme vii care fac parte din ecosistemul stuficol. Acești factori biotici pot acționa singuri sau în combinație pentru a influența recolta și starea generală a asociațiilor stuficole. Este important să se înțeleagă aceste interacțiuni pentru a dezvolta strategii eficiente de gestionare și conservare a ecosistemelor stuficole.

Comensali

Comensalii sunt constituiți dintr-o diversitate de organisme, inclusiv plante și animale, care pot fi observate la scară microscopică sau macroscopică. Organismele microscopice includ grupe precum *Rotifera*, *Gastrotricha*, *Chrolophyta* și *Cyanophyta*, în timp ce organismele macroscopice sunt reprezentate de Spongillidae, Briozoare, Moluște și chiar larve de insecte (Rudescu și colab., 1965). Numărul comensalilor este în creștere, dar nu există informații clare cu privire la faptul dacă aceștia se hrănesc cu larvele dăunătoare ale stufului sau dacă unele dintre larvele comensalilor pot provoca daune stufului (Baetens și De Bruyn, 2001; Croy și colab., 2020).

Dăunători

În ecosistemul stufului, dăunătorii vegetali includ o varietate de specii de ciuperci parazite care pot provoca boala ruginii. Această boală afectează frunzele, tecile și, în anumite cazuri, poate atinge și tulpinile, inflorescențele sau chiar interiorul tulpinilor. Dăunătorii stufărișurilor sunt preponderent reprezentați de diverse specii de insecte, care pot ataca frunzele, tulpinile sau chiar interiorul rizomilor (Nagy, 1977). În general, acești dăunători nu provoacă daune semnificative decât în zonele restrânse, iar o metodă eficientă pentru reducerea impactului lor este incendierea stufărișurilor.

Aceasta poate contribui la conservarea stufărișurilor și la prevenirea răspândirii infestărilor (Rudescu și colab., 1965; Thompson și Shay, 1985; Hanganu și colab., 1992; Tabelul 1).

Tabelul 1. Exemple de dăunători a stufului – insecte (Nagy, 1977; Tewksbury și colab., 2002; Cronin și colab., 2015)

Specia	Forma de manifestare a atacului și efectul asupra plantei gazdă	Numărul generațiilor anuale de adulți	Frecvența și intensitatea atacului	Arealul în Delta Dunării
<i>Cecydomya phragmitis</i>	Gale interne pe internodurile din treimea superioară a tulpinii. Din zona de atac, tulpinile se rup cu foarte mare ușurință.	O singură generație de adulți, care apare în luna mai.	Atacă cu mai mare intensitate în anii cu precipitații reduse. Frecvent în interiorul masivelor stuficole.	Terenurile inundate pentru zona de amonte a Deltei. Întâlnită și la stuful de plaur plutitor.
<i>Girandiella inclusa</i>	Se dezvoltă pe tulpina de stuf, atacând planta pe tot parcursul perioadei ei de vegetație. Produce gale interne lignificate și o ciuruire a pereților tulpinii, din care cauză zona afectată devine friabilă, la maturitate planta rupându-se cu mare ușurință. La exteriorul tulpinii prezența dăunătorului este pusă în evidență, până la apariția adulților, prin mici pete eliptice,	Prima generație - mijlocul lunii martie - mijlocul lunii aprilie; a doua generație - sfârșitul lunii iunie - începutul lunii iulie; a treia generație - sfârșitul lunii septembrie - începutul lunii octombrie.	Atacă cu mare intensitate în anii cu precipitații scăzute, cu nivel scăzut al apelor de inundație, cu primăveri calde și timpurii ce permit dezvoltarea precoce a insectei și infestarea plantulelor de stuf încă din primele etape de creștere și faze de dezvoltare. În decursul perioadei de	Partea de amonte a Deltei Dunării, unde atacul poate afecta până la 40% din totalul firelor de stuf.

Specia	Forma de manifestare a atacului și efectul asupra plantei gazdă	Numărul generațiilor anuale de adulți	Frecvența și intensitatea atacului	Arealul în Delta Dunării
	netede și ușor brunificate.		vegetație <i>G.inclusa</i> atacă cu intensitate mare prin generația adulților de vară.	
<i>Porricondila phragmitidis</i>	Produce gale externe, care merg în profunzimea peretelui tulpinii, până la epiderma internă. La maturitatea adultului, peretele intern al tulpinii se brunifică. Atacă numai internodurile din treimea inferioară a tulpinii. La suprafața tulpinii, se formează numeroase umflături de formă eliptică.	O singură generație care apare eşalonat începând de la sfârșitul lunii iunie până la mijlocul lunii august.	Atacă cu mai mare intensitate în anii cu inundații excesive și de lungă durată. Frecvent întâlnită la stuful de mlaștină, de plaur colmatat și de plaur plutitor. Rară la stuful de grind inundat. Inexistentă la stuful de sărătură.	În zona inundată din amonte de Deltei Dunării cu preponderență pe terenurile depresionare.
<i>Thomasiella flexuosa</i>	Formă negalicolă ce se dezvoltă în interiorul tulpinilor de stuf, în interiorul internodurilor din treimea superioară. În urma atacului, plantele nu mai înfloresc. În interiorul tulpinii, larva afectează	O singură generație, care apare pe parcursul lunii mai.	Atacă cu intensitate în anii cu veri răcoroase și umede. Obişnuit, atacă în interiorul stufărișurilor sub formă de vetre. Intensitatea atacului în aceste zone este	În zona din amonte de Deltei Dunării, mai ales pe terenurile cu cotă înaltă de nivel și strat mic de apă, precum și în zonele de plaur plutitor.

Specia	Forma de manifestare a atacului și efectul asupra plantei gazdă	Numărul generațiilor anuale de adulți	Frecvența și intensitatea atacului	Arealul în Delta Dunării
	ușor pereții la baza internodului, care se brunifică. Tulpinile atacate de acest dăunător prezintă în general pereții distruși de păsări care se hrănesc cu aceste larve.		În medie de 3-5%. Frecvent întâlnită la stuful de grind inundat și stuful de plaur plutitor var. gigantissima. Rară la stuful de mlaștină. Inexistentă la stuful de sărătură.	
<i>Lipara lucens</i>	Se dezvoltă pe tulpina de stuf producând o gală terminală fusiformă. Ca efect, produce nanismul plantelor, stuful atacat prezentând în comparație cu cel sănătos o pierdere de înălțime și diametru de până la 80 %. Din cauza greutateii galei, tulpinele de stuf atacate se îndoaie la suprafața solului. Plantele atacate nu mai înfloresc.	O singură generație, care apare la sfârșitul lunii martie și începutul lunii aprilie.	Frecventă stuful de plaur plutitor și de sărătură. Lipsă la stuful de mlaștină și de grind inundat. Atacă cu mai mare intensitate în anii cu veri călduroase și lipsite de precipitații.	Răspândită în Delta Dunării numai în zona de plaur Roșu, Lacul Roșuleț, Lacul Lumina. Prezintă areal limitat la câteva zone restrânse.
<i>Laelia coenosa</i>	Produce o defoliere parțială a plantei. Larvele rod limbul frunzei începând de la	Prima generație apare la sfârșitul lunii iunie, a	Atacă cu mai mare intensitate în anii secetoși. Anii cu	Este răspândită în zonele de plaur plutitor și Delta

Specia	Forma de manifestare a atacului și efectul asupra plantei gazdă	Numărul generațiilor anuale de adulți	Frecvența și intensitatea atacului	Arealul în Delta Dunării
	margine către nervura mediană și obișnuit de la vârful frunzei către bază. Prin distrugerea aparatului foliar, plantele sunt întârziate în dezvoltare.	doua generație apare la începutul lunii septembrie.	precipitații abundente au un efect negativ asupra stadiilor de dezvoltare. Frecventă la stuful de plaur plutitor și de sărătură. Rar întâlnită la stuful de grind inundat și de mlaștină.	maritimă. Evidențiată și în partea de amonte a Deltei Dunării cu terenuri inundate.
<i>Chilo phragmitellus</i>	Atac localizat la nivelul rizomului și la primele 2-3 internoduri bazale ale tulpinei. Produce leziuni de formă circulară, eliptică sau în formă de L, care merg în profunzime până în apropierea epidermei externe. Tulpinile se rup din zona de atac.	O singură generație, care apare pe parcursul lunii iulie.	Atacă cu mai mare intensitate în anii cu nivel scăzut a apelor de inundație. Formă caracteristică zonelor de plaur, rară în zonele inundate.	Localizat la zonele de plaur. Răspândită însă și în zona de amonte.
<i>Sideridis obsoleta</i>	Formă dăunătoare în stadiul de larvă. Larva este fitofagă și nocturnă. Atacă aparatul foliar din zona de vârf, producând leziuni pe plantă aremănătoare cu cele produse de larva de <i>Laelia coenosa</i> . Larva	Prima generație apare pe parcursul lunii mai. A doua generație apare la sfârșitul lunii iulie și începutul lunii august.	Atacă cu mai mare intensitate în anii cu niveluri scăzute ale Dunării și veri lipsite de precipitații. Frecventă la stuful de grind inundat, de plaur plutitor și	Atacă cu mai mare intensitate în anii cu hidrograf scăzut al Dunării. Răspândită în zonele cu plaur, zonele de litieră de pe marginea

Specia	Forma de manifestare a atacului și efectul asupra plantei gazdă	Numărul generațiilor anuale de adulți	Frecvența și intensitatea atacului	Arealul în Delta Dunării
	atacă numai frunzele tinere din vârful. Atacul se manifestă în teren toamna după înfloritul stufului.		de plaur colmatat, rară la stuful de mlaștină, lipsă la stuful de sărătură.	incintelor, a canalelor și adigurilor. Atacă obișnuit în vetre.
<i>Archanara geminipunctata</i>	Formă dăunătoare în stadiul de larvă. Până la împupare larva atacă vârful tulpinei, începând de la ultimele trei internoduri. Ca efect în faza de atac incipient, ultimele trei frunze și vârful plantei au o culoare argintie, apoi ele se usucă și se îngălbenesc. Ca efect planta este oprită în dezvoltare, rămânând la înălțimea la care a surprins-o atacul. Atacul se manifestă în vetre, iar înălțimea plantelor atacate este diferită, funcție de etapa de dezvoltare în care a surprins-o larva.	O singură generație, care apare la sfârșitul lunii iulie și începutul lunii august.	Atacă intens în anii secetoși și cu nivele mici de apă. Dăunători caracteristici pentru stuful de plaur plutitor var. gigantissima, existent însă și în zonele inundate la stuful de mlaștină, de grind inundat și de plaur colmatat. Evidențiat și la stuful de sărătură.	Zona de răspândire - zona de amonte a Deltei Dunării.
<i>Pseudolissetia terestella</i>	Larvele își încep dezvoltarea pe stuful vechi, sau în zonele	O singură generație, în luna iulie.	Atacă cu mai mare intensitate în anii	Zona de amonte, cu preferință la stuful de

Specia	Forma de manifestare a atacului și efectul asupra plantei gazdă	Numărul generațiilor anuale de adulți	Frecvența și intensitatea atacului	Arealul în Delta Dunării
	nerecoltabile. Produce o lezare neregulată a peretelui tulpinei, până în apropierea epidermei externe. Tulpinele atacate se dezvoltă în mod normal, dar obișnuit planta se rupe la maturitate din zona de atac.		precipitații numeroase, răcoroși și cu nivele mari.	mlaștină var. <i>gigantissima</i> , atacând internodurile din zona bazală. Se găsește rar și la stuful de plaur plutitor.

Ciupercile și oomicetele reprezintă alte categorii de organisme care pot provoca boli speciei *Phragmites australis* (Espinal, 2021). Aceste organisme pot avea diverse efecte negative, inclusiv reducerea producției de semințe, afectarea răsadurilor și apariția bolilor foliare (Crocker și colab., 2016; Allen și colab., 2020; Devries și colab., 2020). De asemenea, mistreții, găștele sălbatice, lișițele, bizamii și anumiți pești fitofagi, precum crapul chinezesc, pot cauza daune mai reduse prin pășunat.

Cei mai întâlniți dăunători ai speciei *Phragmites australis* sunt larvele insectelor din ordinele *Diptera* (muștele, tăunii și țânțarii), *Lepidoptera* (moliile și fluturii) și *Hemiptera* (cicade, ploșnițe, afide). Dintre acestea, un număr ridicat de specii de insecte se găsesc exclusiv pe tulpinile de stuf sau în interiorul acestora (Baetens și De Bruyn, 2001; Tewksbury și colab., 2002). S-a observat că un număr mai redus de dăunători atacă frunzele, florile și rizomii (Tewksbury și colab., 2002; Cronin și colab., 2015). Unele insecte pot fi extrem de dăunătoare plantei, limitând înălțimea tulpinii, reducând sau eliminând creșterea inflorescențelor, influențând dezvoltarea speciei (Blossey, 2014; Tschardtke, 1999).

În situația în care există o competiție ecologică între o specie nativă și una invazivă de stuf dăunătorii speciei native, deși o infestază și pe cea invazivă dar neavând o adaptare specifică nu o deteriorează, în aceeași măsură (Bhattarai și colab., 2017). Astfel că specia invazivă de stuf are un avantaj în a prolifera în habitatul invadat. Daunele la specia nativă de stuf

sunt de câteva ori mai mari (Cronin și colab., 2015; Park și Blossey, 2008) dar cu toate acestea există o rată mai ridicată de refacere a speciei native în comparație cu cea invazivă (Croy și colab., 2020).

1.3.2 Factori abiotici

Caracteristicile biometrice ale stufului și compoziția floristică sunt influențate de proprietățile fizico-chimice ale solurilor și apei, cum ar fi textura, nivelul pH-ului, conținutul total de săruri și compoziția acestora, precum și de factorii climatici, hidrologici și antropici (Rudescu și colab., 1965; Roman și Roman, 1971; Roberts, 2000; Covaliov și colab., 2010; Hanganu și colab., 2013; Hanganu și Doroftei, 2014).

Factori climatici

Principalul factor abiotic care influențează dezvoltarea asociațiilor stuficole este temperatura (Roman și Roman, 1971; Asaeda și Karunaratne, 2000). Temperaturile scăzute pot avea un impact semnificativ asupra sistemului radicular al stufului, determinând modificări semnificative în stufărișuri și creând goluri în cazul solurilor turboase sau turbificate (Brix, 1999a, b). Efectele negative asupra stufului apar mai ales în situațiile de înghețuri târzii în primăvară, după o perioadă relativ caldă care a stimulat creșterea vegetației (Hanganu și colab., 2013). În aceste condiții, temperatura letală pentru țesuturile stufului este de numai $-1,5\text{ }^{\circ}\text{C}$ (Rudescu și colab., 1965). Rizomii de stuf proveniți din zonele de grind prezintă o rezistență mai mare la îngheț decât rizomii proveniți din zonele mlăștinoase (Brix, 1999a, b).

Fenomenele meteorologice pot avea un impact semnificativ asupra stufului și pot afecta atât procesul de recoltare, cât și calitatea materialului rezultat (Gaberščik și colab., 2020). Astfel, căderile masive de zăpadă pot determina ruperea tulpinilor de stuf, ceea ce poate afecta procesul de recoltare ulterior. În special, în condițiile unor cantități mari de zăpadă, tulpinile fragile ale stufului pot fi supuse unei presiuni crescute, ceea ce poate provoca ruperea acestora. Chiciura, care este un strat subțire de gheață format pe tulpini și frunze, nu determină înlocuirea asociației, dar poate avea un impact asupra calității industriale a tulpinilor de stuf. De asemenea, grindina reprezintă o altă amenințare pentru stuf. Aceasta poate provoca ruperea tulpinilor, ceea ce poate deteriora calitatea industrială a

materialelor obținute din stuf. Rupturile în tulpini pot afecta structura și integritatea materialului, făcându-l mai puțin adecvat pentru utilizarea industrială (Engloner, 2009; Wichmann și Köbbing, 2015; Čížková și colab., 2023). Toți acești factori evidențiază sensibilitatea stufului la variațiile de temperatură și condiții meteo extreme, și importanța menținerii unui mediu cât mai stabil pentru dezvoltarea asociațiilor stuficole.

Factori hidrologici

Factorul hidrologic în diversele sale forme exercită o influență semnificativă asupra dezvoltării asociațiilor, în special a asociației *Scirpo-Phragmitetum* (Hanganu, 2013). Stuful se dezvoltă pe terenuri cu un nivel al apei permanent situat în intervalul de până la 100 cm. Apa provenită din inundații reprezintă o sursă suplimentară de nutriție pentru stuf. O corelație directă este observată între înălțimea stufului și aportul de oxigen, care este asigurat prin alimentarea rizomilor cu apă proaspătă la nivelul solului (Hanganu și colab., 1992; Ștefan și colab., 1995). În special în perioada începutului de primăvară, când stuful începe un nou ciclu de creștere vegetativă, prezența unui strat de apă în sol are o importanță capitală. Acest strat de apă are un rol protector pentru plantulele de stuf, întrucât, spre deosebire de alte plante din ecosistemul deltaic, precum papura (*Typha* sp.) sau rogozul (*Carex* sp.), stufărișurile nu sunt adaptate ecologic să facă față în mod direct variațiilor termice (Zemlin și colab., 2000). Prin urmare, nivelul apei și perioadele de inundație, au o influență esențială în asigurarea condițiilor optime pentru creșterea și dezvoltarea asociației *Scirpo-Phragmitetum*, și sunt vitale în conservarea acestui ecosistem umed specific.

Manipularea afluxului și scurgerii apei reprezintă una dintre cele mai răspândite practici de gestionare a zonelor umede în prezent (Chakraborti și Bays, 2023). Această tehnică este deosebit de utilă pentru controlul asociațiilor de stuf - *Phragmites australis* (Cav.) Steud., datorită impactului pe scară largă pe care îl poate avea prin simpla reglare a cantității de apă care intră sau iese din zona umedă dominată de această specie. De asemenea, este o metodă cu costuri relativ reduse, deoarece necesită doar controlul porților la punctele de intrare și ieșire din zona stuficolă. Totuși, manipularea afluxului și scurgerii apei poate genera și efecte nedorite din cauza amplitudinii spațiale semnificative la care operează.

Din acest motiv, rezultatele acestei practici de gestionare în zonele cu asociații de stuf necesită monitorizare atentă și regulată pentru a asigura un

management eficient. De exemplu, o cantitate mare de apă care pătrunde brusc în zona umedă la începutul perioadei de creștere vegetativă poate determina deteriorarea componentelor ecosistemului și apariția unor goluri mari în asociație. Pentru a obține avantajele dorite ale manipulării afluxului și scurgerii apei, dar și pentru a evita consecințele negative, este important să se efectueze această practică de gestionare cu prudență și să se țină cont de caracteristicile specifice ale zonei umede și ale asociației de stuf.

Inundarea timpurie a zonelor de stuf reduce semnificativ procentul atacurilor din partea rozătoarelor și insectelor dăunătoare, care sunt cunoscute pentru a acționa cu intensitate în stadiile timpurii de dezvoltare a plantelor (Tschardtke, 1999). Prin inundarea cât mai devreme a terenurilor stuficole în perioada de primăvară, se stimulează o dezvoltare timpurie a stufului, ceea ce îi conferă un avantaj competitiv în fața plantelor concurente, precum papura și rogozul (Wijte și Gallagher, 1996). Totuși, trebuie menționat că prezența unui strat de apă excesiv în mijlocul perioadei de creștere vegetativă poate determina alungirea tulpinilor de stuf și la parțială înlăturare a plantelor însoțitoare.

În cazul inundării cu întârziere a terenurilor stuficole în perioada de primăvară, se pot observa efecte negative asupra dezvoltării stufului. Aceasta poate determina inhibarea proceselor de creștere și dezvoltare, cu o scurtare semnificativă a ciclului de dezvoltare al plantei. Astfel, funcțiile fiziologice, structura morfo-anatomică și caracteristicile biometrice ale stufului pot fi afectate negativ (Hanganu și colab., 1992). Gestionarea momentului și duratei inundării în zonelor de stuf reprezintă un aspect important al managementului acestor ecosisteme, pentru a asigura o dezvoltare sănătoasă a stufului și menținerea echilibrului ecologic al zonei (Hanganu și colab., 2018).

Inundațiile excesive și prelungite au un impact dăunător asupra zonelor stuficole, provocând degradări semnificative la nivelul rizomilor, mai ales când sunt combinate cu deteriorarea cauzată de utilajele de recoltare (Hanganu, 2013; Čížková și colab., 2023). Procesul de refacere a zonelor afectate în urma acestor inundații depinde de gradul la care rizomii de stuf au fost afectați și durează cel puțin trei cicluri vegetative. În cazul inundațiilor, rizomii cu leziuni sunt susceptibili să fie distruși din cauza proceselor de fermentație butirică, pe când în condiții de secare sau retragere a apei, aceștia pot dezvolta lăstari noi. În cazul recoltării mecanizate, cantitatea de rizomi afectați în zonele submerse depășește

semnificativ cantitatea din zonele emergente (75 % față de 10 %; Engloner și Papp, 2006; Engloner, 2009).

Menținerea terenurilor stuficole neinundate în perioada de primăvară poate determina dispariția plantelor concurente, precum papura și rogozul. În terenurile uscate, stufărișurile domină papura, în acest caz, creșterea rizomilor de stuf depășind de 1,3 ori cantitatea rizomilor de papură. Procesul de desecare inhibă dezvoltarea și răspândirea papurei. De exemplu, în zonele acoperite cu apă (între 50-70 cm), creșterea și acumularea de rizomi la papură este de aproximativ patru ori mai mică decât în cazul papurii menținute pe teren uscat (Ciocan, 1976). Toate aceste observații subliniază importanța gestionării nivelului apei pentru a asigura dezvoltarea optimă a asociațiilor de stuf și menținerea unui echilibru ecologic în zonele stuficole.

Prelungirea perioadei în care terenurile rămân neinundate poate avea consecințe semnificative asupra vegetației stuficole și a întregului ecosistem umed. În zonele cu vegetație stuficolă rară, aceasta poate determina apariția unei noi comunități de vegetație, de tipul *Symphytum-Calamagrostis* (Ștefan și colab., 1995). În cazul inundațiilor cu un strat mic de apă (între 10 cm și 50 cm), se observă o creștere a productivității stuficole. Papura este eliminată din amestec, în timp ce rogozurile au o dezvoltare normală. În schimb, când nivelul apei crește la peste 50 cm, se pot înregistra scăderi în productivitatea stuficolă, iar papura poate să se dezvolte puternic (Higginson și colab., 2022). De asemenea, curentul apei cu o viteză mai mare de 0,2 m / s poate produce modificări semnificative în structura și compoziția stufărișurilor (Hanganu și colab., 2018). Toate aceste schimbări evidențiază sensibilitatea asociațiilor stuficole la nivelul apei și a vitezei curentului, care pot influența direct compoziția și sănătatea ecologică a acestor ecosisteme (Ciocan, 1976).

Desecarea reprezintă o acțiune care poate conduce rapid la degradarea asociațiilor stuficole, în special atunci când sunt efectuate și lucrări de desecare-drenaj care modifică în totalitate regimul hidrologic al zonei respective (Ho, 1979; Hanganu, 2013). Aceste lucrări pot declanșa transformări rapide în sol prin accelerarea proceselor de oxidare, ceea ce determină transformarea piritelor din turbă în compuși ce produc H₂S, acesta având efectul de a mări semnificativ aciditatea solului (pH-ul poate ajunge la aproximativ 3,5), în special dacă stratul organic al solului are o adâncime mai mare de 50 cm (Munteanu și Curelariu, 1996; Hanganu, 2013).

Prin desecare, o parte din sărurile conținute în apa din turbă se acumulează în stratul superior al solului în urma procesului de evaporare. Această concentrare crescută a sărurilor poate duce la salinizarea solurilor respective (Hanganu și colab., 1992, 2017). Acest factor de stres poate declanșa apariția unui număr mare de muguri secundari din rizomi, determinând o creștere a densității plantelor, dar în același timp la o reducere a înălțimii tulpinilor de stuf (Hanganu, 2013).

Controlul debitului de apă este mai ușor și mai economic atunci când numărul de zone de intrare și ieșire a apei este redus. Cu toate acestea, această abordare poate să nu fie fezabilă în cazul stufărișului, care nu este reglementat. De asemenea, obiectivul managementului ecosistemelor dominate de stuf nu trebuie neapărat să fie legat de reducerea numărului de zone de intrare sau ieșire a apei, dar aceasta poate fi o modalitate eficientă de a atinge obiectivele generale ale unui plan de management (Mitsch și Gosselink, 1993; Brix, 1999a, b). În cazul stufărișurilor alimentate cu apă subterană în mod difuz, controlul debitului de apă poate deveni dificil sau foarte costisitor, și în astfel de cazuri, această practică ar trebui evitată. Totuși, în anumite situații, utilizarea puțurilor de pompare pentru captarea apei poate fi o opțiune viabilă pentru a regla nivelul apei și pentru a gestiona suprafața acoperită de stuf. Această abordare a fost utilizată în trecut pe scară largă în întreaga lume pentru a controla expansiunea stufului și a altor tipuri de ecosisteme umede (Mitsch și Gosselink, 1993).

Colmatarea cu aluviuni minerale reprezintă un proces care poate determina înlocuirea asociațiilor vegetale existente într-o anumită zonă. Acest fenomen este foarte activ în anumite regiuni, cum ar fi în zona culoarului hidraulic din Delta Dunării, în lacul Uzlina și în zona de sud Sireasa (Hanganu, 2013). Prin acumularea treptată a sedimentelor minerale (aluviuni) într-o zonă umedă, se pot crea condiții propice pentru apariția unor noi asociații vegetale. Acest proces poate afecta structura și compoziția ecosistemului în cauză, conducând la modificări semnificative în compoziția speciilor de plante. Un exemplu specific este colmatarea lacurilor, care poate avea ca rezultat instalarea unor noi asociații stuficole în zonele fostelor corpuri de apă. Pe măsură ce sedimentele se acumulează și nivelul apei scade, condițiile pentru dezvoltarea stufărișurilor devin favorabile. Aceasta poate determina înlocuirea treptată a habitatelor acvatice cu ecosisteme stuficole (Tóth și Szabó, 2012; Gaberščik și colab., 2020).

Eutrofizarea, în special încărcarea cu azot, poate fi considerată o altă cauză indirectă a declinului stufului pe întregul teritoriu al Deltei Dunării. Eutrofizarea are ca efect înflorirea algelor și, în consecință, creșterea nivelului de materie organică și scăderea concentrației de oxigen în apă (Hanganu și colab., 2018). De asemenea, eutrofizarea poate contribui la dezvoltarea ciupercilor pe tulpinile și frunzele stufului (*Arthrimum phaeospermum*, Apiosporaceae), deteriorându-le (Den Hartog și colab., 1989; Pringle și colab., 1993). În astfel de situații, este recomandată incendierea (Fig. 29).

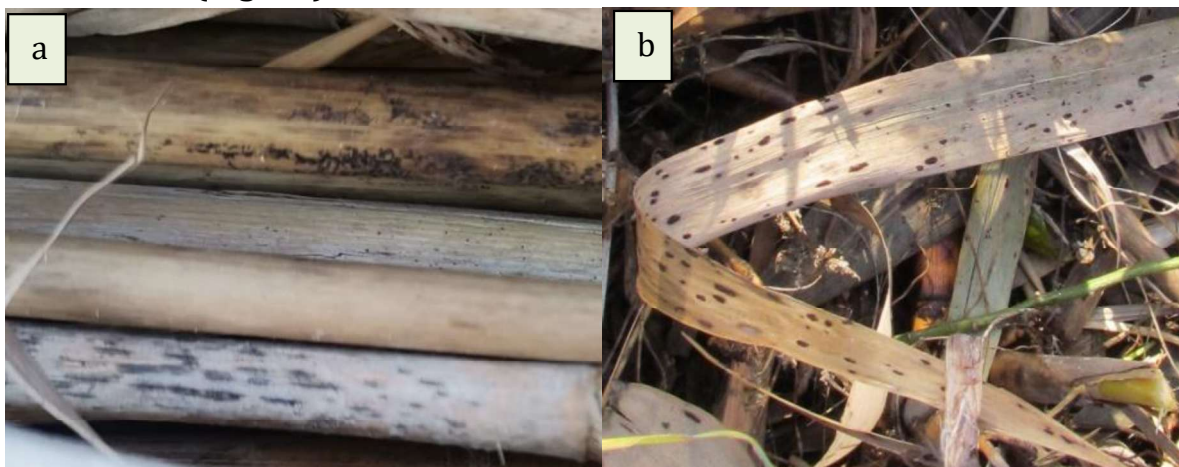


Figura 29. Tulpini și frunze de stuf atacate de ciuperca *Arthrimum phaeospermum* (Apiosporaceae), pete de culoare închisă: (a) tulpină; (b) frunză

Această situație duce la un stres sporit asupra sistemului radicular al stufului și slăbirea structurii acestuia, ceea ce îl face mai vulnerabil la daune mecanice, precum cele cauzate de vânt sau valuri.

Factori antropici

Principala cauză a declinului stufului în polderele stuficole din Delta Dunării se datorează, intervenției umane în regimul hidrologic prin construirea canalelor, precum și a îndiguirilor care au modificat drastic hidrologia Deltei Dunării perturbând astfel inundațiile naturale și fluxul de substanțe nutritive în această zonă. Construcția și întreținerea digurilor și canalelor pot duce la pierderi de apă în zonele polderelor. Acest lucru poate scădea nivelul apei în mod constant și poate afecta negativ ecosistemele de stufărișuri. Pomparea apei în și din poldere prin intermediul sistemelor de irigare poate duce la fluctuații ale nivelului apei și poate crea condiții nefavorabile pentru stuf. Construirea canalelor și digurilor poate modifica fluxurile naturale ale apei. Aceste condiții pot afecta dezvoltarea stufului. În

ansamblu, schimbările în regimul hidrologic cauzate de intervenția umană au perturbat habitatul natural al stufului și au contribuit la declinul său în Delta Dunării. De multe ori, nivelurile apei în timpul sezonului de vegetație au fost mai scăzute decât cele necesare pentru a susține dezvoltarea stufului, iar acest lucru a accelerat înlocuirea naturală a polderelor cu papură. Când mai mult de 15 % dintr-un stufăriș este format din papură și rogoz, colectarea mecanică a stufului devine dificilă sau chiar imposibilă. Astfel, intervenția umană pentru controlul nivelului apei prin construirea digurilor și canalelor a făcut dificilă menținerea unor niveluri naturale de apă în polderele stuficole (Fig. 30).



Figura 30. Lucrări hidrotehnice de întreținere a canalelor.

De-a lungul timpului, suprafețele de stuf au fost reduse semnificativ din cauza amenajării polderelor pentru piscicultură, agricultură și silvicultură. În prezent, stufărișurile din partea românească a Deltei Dunării, ocupă doar 188.300 ha (Hanganu și colab., 2002), ceea ce reprezintă o scădere drastică de peste 100.000 ha față de nivelul din 1958. Această schimbare a avut un impact semnificativ asupra biodiversității și a ecosistemelor de stufărișuri în particular. Reducerea suprafețelor de stuf și înlocuirea lor cu alte tipuri de vegetație pot influența negativ numeroase specii de plante și animale care depind de acest habitat specific. Este

important să se ia măsuri de conservare și gestionare adecvată pentru a inversa aceste tendințe și a proteja ecosistemul din Delta Dunării.

La începutul recoltării mecanizate, stuful era adesea colectat folosind utilaje grele, care prin greutatea lor au cauzat daune semnificative rizomilor de stuf, în special în zonele de plaur. Acest lucru a contribuit la reducerea producției de stuf. Un factor important în aceste deteriorări îl reprezintă procesele bacteriene de anaerobioză, care sunt declanșate în mod intens atunci când părțile cu leziuni sunt acoperite cu apă, determinând o refacere lentă a asociației stuficole, care poate dura 3 - 4 ani. Începând cu anii 1970, utilajele grele au fost treptat înlocuite cu recoltoare mai ușoare, dotate cu pneuri cu presiune scăzută, care exercită o presiune mult mai mică pe sol (sub 100 g / cm²).



Figura 31. Utilaje de recoltare dotate cu pneuri cu presiune scăzută

Astfel că echipamentele și utilajele pentru recoltarea stufului au fost concepute unicat rezultat în urma cercetărilor efectuate la Stațiunea de Cercetări de la Maliuc și produse în România. În momentul de față re tehnologizarea se face doar cu utilajele achiziționate din străinătate. Aceste utilaje specializate reduc semnificativ compresiunea solului și deteriorarea rizomilor de stuf (Fig. 31). De asemenea, s-a observat că este

important să se evite crearea de „drumuri frecvent utilizate” în zonele stuficole, deoarece acestea pot duce la fragmentarea plaurului. În majoritatea zonelor stuficole, este necesar să se evite deplasarea vehiculelor pe terenurile umede în urma precipitațiilor. Datorită porozității ridicate a solului, acesta permite o drenare rapidă, iar interdicția de circulație nu trebuie să depășească de obicei mai mult de o zi.

Condițiile socio-economice pot avea un impact semnificativ asupra dezvoltării biomasei de stuf din Delta Dunării și pot contribui la scăderea recoltelor. Factori precum cererea pe piață, competitivitatea cu alte produse și costurile de producție au un rol determinant în influențarea viabilității economice a recoltării stufului. În acest caz, scăderea cererii pentru produsele din stuf, în comparație cu produsele alternative, poate duce la o reducere a motivației pentru a continua recoltarea stufărișurilor. În consecință, acești factori socio-economici pot influența negativ activitatea de recoltare a stufului, contribuind la declinul acestei activități în Delta Dunării. Deși sunt 19 zone care pot fi concesionate pentru recoltarea stufărișurilor interesul pentru desfășurarea acestei activități este scăzut. Pe o suprafață mai extinsă doar câteva companii private își desfășoară activitatea în Delta Dunării. Recoltarea fiind realizată mecanizat dar și manual cu tarpanul (seceră cu coadă lungă) de către populația locală, angajată sezonier.

Dezvoltarea turismului în Delta Dunării poate oferi o alternativă economică pentru comunitățile locale și poate reduce dependența de recoltare a stufului ca sursă principală de venit. Turismul poate aduce venituri suplimentare prin servicii de cazare, ghidare, transport și alte activități conexe. Cu toate acestea, în același timp, această schimbare a economiei locale poate afecta negativ industria tradițională a recoltării stufului, care a existat în Delta Dunării încă de acum 200 - 300 ani. Scăderea populației și a forței de muncă poate fi un efect al schimbărilor în economie și în modul de viață. Oamenii își pot schimba activitatea către alte arii cu oportunități economice mai bune sau pot căuta alte surse de venit în afara recoltării stufului, ceea ce poate duce la o scădere a numărului de lucrători disponibili pentru această activitate. În consecință, factorii sociali, precum dezvoltarea turismului și schimbările demografice, pot influența recoltarea stufului și pot contribui la scăderea biomasei stuficole din Delta Dunării. Nerecoltarea duce la regresul stufărișurilor și tranziția către alte tipuri de vegetație, de altfel un proces natural într-o deltă în continuă schimbare.

Evaluarea acestor factori socio-economici este importantă în planificarea și promovarea unei industrii durabile de recoltare a stufului în regiune.

Există și alte provocări semnificative care afectează procesul de recoltare și comercializare a stufului în Delta Dunării, în special pentru recoltatorii individuali. Una dintre cele mai mari constrângeri cu care se confruntă acești recoltatori este lipsa informațiilor despre piețele de export sau despre alte piețe din afara comunității locale din Delta Dunării. Ei nu au experiență în identificarea și accesarea acestor piețe, și nu dispun de intermediari sau brokeri care să-i ajute să vândă stuful recoltat. În plus, cantitățile pe care le pot recolta sunt relativ mici, limitate la ceea ce pot colecta personal pe parcursul unui sezon de recoltare, și nu au resurse financiare pentru a realiza recoltări la scară mai mare (Hanganu, 2008). În prezent, mai sunt doar câteva firme și asociații de producători implicate în recoltarea stufului pentru export în Delta Dunării, în timp ce recoltatorii individuali sau grupurile mici nu au acces la piețele de export.

Pe lângă crearea asociațiilor locale de recoltare a stufului, există și alte obstacole în calea celor interesați de recoltarea colectivă a stufului. Recoltatorii au nevoie de resurse financiare pentru a investi în înființarea unei asociații și pentru a obține împrumuturi pentru achiziționarea de utilaje de recoltat. De asemenea, asociațiile de recoltare a stufului trebuie să dezvolte strategii de marketing și să stabilească puncte de vânzare pentru a-și promova produsele pe piață. Aceste aspecte pot reprezenta bariere financiare și logistice pentru cei interesați de recoltarea colectivă a stufului.

Unul dintre cei mai semnificativi factori economici care au descurajat producția de stuf la scară largă a fost prețul scăzut al lemnului. Lemnul a concurat cu stuful pentru utilizări similare, precum construcțiile și fabricarea celulozei, și a fost, până de curând (până în anul 2022, din cauza crizei energetice generate de războiul din Ucraina), mai puțin costisitor decât stuful. Această scădere a prețurilor materiilor prime din lemn a dus la transformarea câtorva fabrici de celuloză de stuf în fabrici de prelucrare a lemnului în anii 1991/1992. Mai mult, echipamentele folosite pentru prelucrarea stufului în celuloză sunt învechite și au suferit degradări în timp (Hanganu, 2008). La momentul actual (anul 2023), singurul loc unde se produce hârtie din celuloză din lemn de foioase este la Combinatul de Celuloză și Hârtie de la Drobeta-Turnu Severin. Capacitatea de producție anuală a fabricii este de 80.000 t / an de hârtie industrială cu gramaje cuprinse între 112-200 g / m². Pentru a dezvolta o viitoare industrie a

celulozei din stuful din Delta Dunării, este necesară investiția în modernizarea fabricilor de prelucrare.

1.4 Fiziologia stufului

Germinația este strâns legată de adâncimea apei, iar adâncimea optimă a apei are un rol important în acest proces (Engloner, 2009). Pe lângă adâncimea apei, salinitatea apei este un alt factor semnificativ care influențează germinația (Greenwood și MacFarlane, 2006). Cu cât salinitatea apei crește, cu atât viteza și procentul de germinare pot să scadă. În plus, germinația stufului este influențată și de alți factori, precum lumina, temperatura, disponibilitatea apei, infecția cu fungi și nivelul de salinitate (Marks și colab., 1994; Engloner, 2009; Packer și colab., 2017). Acești factori au un rol important în determinarea succesului procesului de germinație. În general, în Delta Dunării, zonele stuficole formate din germinarea cariopselor de stuf sunt foarte limitate.

Germinarea cariopselor are loc doar în soluri minerale, unde nivelul apei este foarte aproape de suprafața solului sau la o adâncime de doar câțiva milimetri. Extinderea suprafețelor acoperite cu stuf este în principal realizată prin extinderea rizomilor. Scăderea cantității de semințe produse este adesea rezultatul unor fenomene precum incompatibilitatea parțială și limitarea transferului de polen, care sunt strâns legate de structura clonală a stufului (Haslam, 1972; McKee și Richards, 1996; Ishii și Kadono, 2002; Engloner, 2009). De asemenea, s-a constatat că greutatea unei semințe poate influența potențialul său de germinare, astfel că semințele mai grele pot avea șanse mai mari de a germina. Greutatea semințelor este, într-o oarecare măsură, legată de înălțimea totală a plantei. Viabilitatea semințelor de stuful variază în general între 30 % și 90 % (Wijte și Gallagher, 1996; Greenwood și MacFarlane, 2006; Engloner, 2009).

CAPITOLUL 2

METODE DE CARTARE A STUFĂRIȘURILOR

2.1 Estimarea cotelor de exploatare a stufărișurilor

Estimarea cotei de exploatare durabilă a stufărișurilor s-a realizat prin utilizarea teledetecției și prin efectuarea de verificări de teren (Ștefan și colab., 1996; Fig. 32). Alegerea acestei metode s-a bazat pe următoarele criterii: eficiență și precizie, economisirea de timp și resurse, actualizare frecventă și reducerea impactului asupra habitatului.



Figura 32. Etapele cartării și evaluării în teren a stufărișurilor: (a) instrumente de lucru; (b) pregătirea dronei pentru efectuarea misiunii de zbor și alegerea zonelor de colectare a probelor; (c) recoltarea stufului pe suprafețe de probă de 1m²; (d) efectuarea releveului (notarea speciilor) (e) curățarea stufului recoltat de speciile însoțitoare; (f) cântărirea tulpinilor de stuf recoltat (biomasa totală)

În acest context, cartarea economică a stufărișurilor a implicat următoarele etape (****, 2022a; Fig. 32 - 33):

- a) estimarea cotelor de exploatare durabilă a stufărișurilor;
- b) selecționarea staționarelor de recoltare a probelor de stuf;
- c) procesarea supervizată a imaginilor satelitare;
- d) determinarea caracteristicilor a tipurilor de stuf;
- e) determinarea gradului de umiditate a probelor de stuf;
- f) evaluarea cantității de stuf recoltabilă.

a) *Estimarea cotelor de exploatare durabilă a stufărișurilor*

Determinarea cotei de exploatare durabilă a stufărișurilor presupune utilizarea mijloacelor de teledetecție și efectuarea de verificări pe teren (Hanganu și colab., 1995 – 2002; Fig. 33a, b). În acest scop, se vor alege imagini satelitare recente, de tip Sentinel (mărime pixel 10 m x 10 m), din teritoriul R.B.D.D. De asemenea, pentru a calibra pixelii din imaginea satelitară care corespund vegetației stuficole, se vor efectua investigații pe teren.



Figura 33a. Etapele cartării și evaluării în teren a stufărișurilor: (a) măsurarea lungimii tulpinilor (maximă și minimă); (b) separarea tulpinilor de stuf pe generații (stuf verde și uscat); (c) cântărirea stufului verde; (d) măsurarea umidității tulpinilor



Figura 33b. Etapele cartării și evaluării în teren a stufărișurilor: (e) numărarea și măsurarea diametrului tulpinilor; (f) colectarea probei de sol pentru analize de chimice laborator

b) Selecționarea staționarelor de recoltare a probelor de stuf

Pentru selectarea staționarelor de recoltare a probelor de stuf, se vor lua în considerare următorii parametri (****, 2022a):

- uniformitatea structurii pixelilor din imaginea satelitară și reprezentativitatea pentru tipul de stufărișuri din zonă;
- asigurarea că numărul pixelilor cu aceeași structură este mai mare de opt, pentru a evita interferențele din zonele înconjurătoare;
- uniformitatea densității și înălțimii stufărișurilor.

c) Procesarea supervizată a imaginilor satelitare

După finalizarea calibrării pixelilor din imaginile satelitare și caracterizarea tipurilor de stufărișuri din zonă în teren, se va efectua procesarea supervizată a imaginilor satelitare cu ajutorul programului QGIS. Astfel precizia crește cu cât imaginile suport sunt de rezoluție mai ridicată de la cele LANDSAT către SENTINEL sau chiar fotoplanuri obținute prin zboruri cu aeronave de tip UAV (unmanned aerial vehicle) sau altfel numite drone (Fig. 34). Prin intermediul acestui proces, se vor identifica suprafețele acoperite cu stuf recoltabil, se vor localiza probele de verificare pe teren și se va structura informația obținută (****, 2022a).

Pentru obținerea suprafeței de obicei utilizăm fotointerpretarea unei imagini satelitare prin intermediul unui software (ArcGIS sau QGIS). În medie durata maximă a unui zbor în scopul obținerii de imagini pentru cartare este de 18 minute. Pentru a efectua o acoperire eficientă a imaginilor consecutive și stabilitate altitudinală se apelează la softuri specializate de zbor automat, factorul uman – oricât de experimentat ar fi, nefiind capabil să utilizeze la maxim resursele bateriilor. Gradul de precizie a fotointerpretării

este în strânsă corelație cu nivelul de detalii pe care suportul GIS îl oferă fotointrepretatorului.

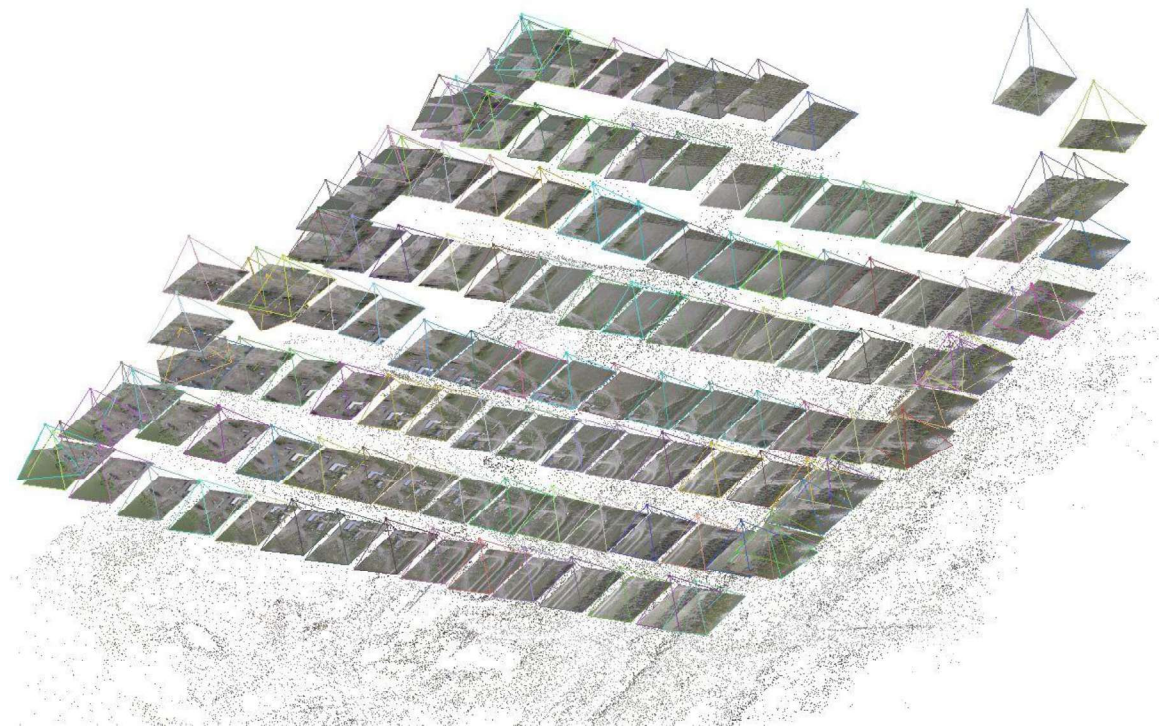


Figura 34. Reprezentarea schematică a imaginilor preluată în urma zborului asistat cu aplicația PIX4D

Altitudinea de zbor este un factor foarte important în obținerea unei clarități a detaliilor și ulterior a imaginilor obținute. Astfel, pentru suprafețele stuficole, înălțimea de zbor de 100 m s-a dovedit multumitoare în raport acoperire / timp. Acestea se prelucrează ulterior cu soft-uri specializate. Au fost testate mai multe variante, precum PIX4D, OPENDRONEMAP sau platforma online DroneDeploy (Fig. 35). Pentru o estimare a organizării timpului și deplasării în teren, în 3 ore de zbor (6 baterii cu încărcare 100%) la înălțimea de 100 m, se poate acoperi eficient o suprafață de aproximativ 100 ha. Într-un singur zbor, în condiții normale de vânt (max. 5 m / s), se pot obține în jur de 700 - 1000 de imagini.

În urma procesării se obțin mai multe produse: ortofotoplanul (rezoluția la sol între 1 cm/pixel și 10 - 20 cm/pixel); modelul 3D și norul de puncte (Fig. 36); harta „Plant health” – posibilitate de utilizare a diversilor algoritmi în procesare (VARI, NDVI, ENDVI, GNDVI, OSAVI; Fig. 37); harta elevației terenului (DTM).



Figura 35. Ortophotoplanul obținut în urma unui zbor la 100 în zona Braș Sulina - Dunărea Veche – Crișan. Se observă gradul de detaliu superior obținut față de cel al imaginii Google Map peste care este suprapus rezultatul zborului și prelucrat cu ajutorul platformei online <https://www.dronedeploy.com>

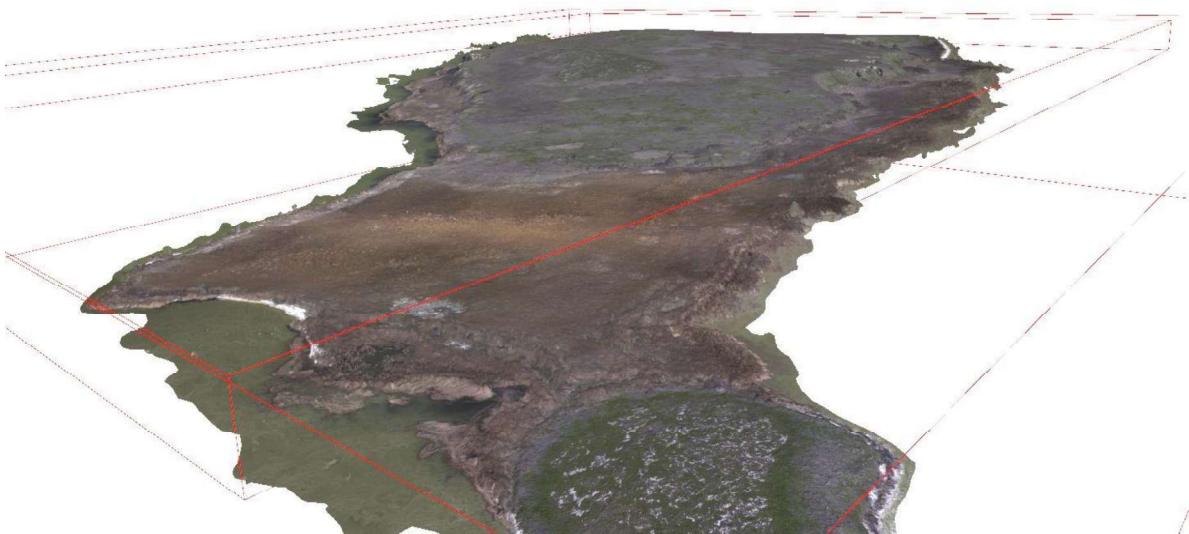


Figura 36. Modelul 3D al Insulei Popina, obținut prin procesarea imaginilor obținute prin zbor la 100 m altitudine cu ajutorul programului PIX4D

Ulterior aceste produse vor aduce informații de detaliu în procesul de fotointerpretare și trasarea suprafețelor resurselor vegetale naturale în cauză. În funcție de resursele vegetale naturale investigate, zborurile cu drona pot oferi îmbunătățiri ale preciziei între 10% și chiar 30% față de metodele utilizate anterior. Informațiile adiționale obținute pot varia între

tipul de resursă, însă per general oferă o imagine de ansamblu foarte valoroasă.

Acolo unde sunt lacune în surse de imagini satelitare de rezoluție înaltă, zborurile cu drona aduc o îmbunătățire a informației și prin urmare contribuie la o creștere a preciziei de estimare a potențialului recoltabil al resurselor naturale vegetale.

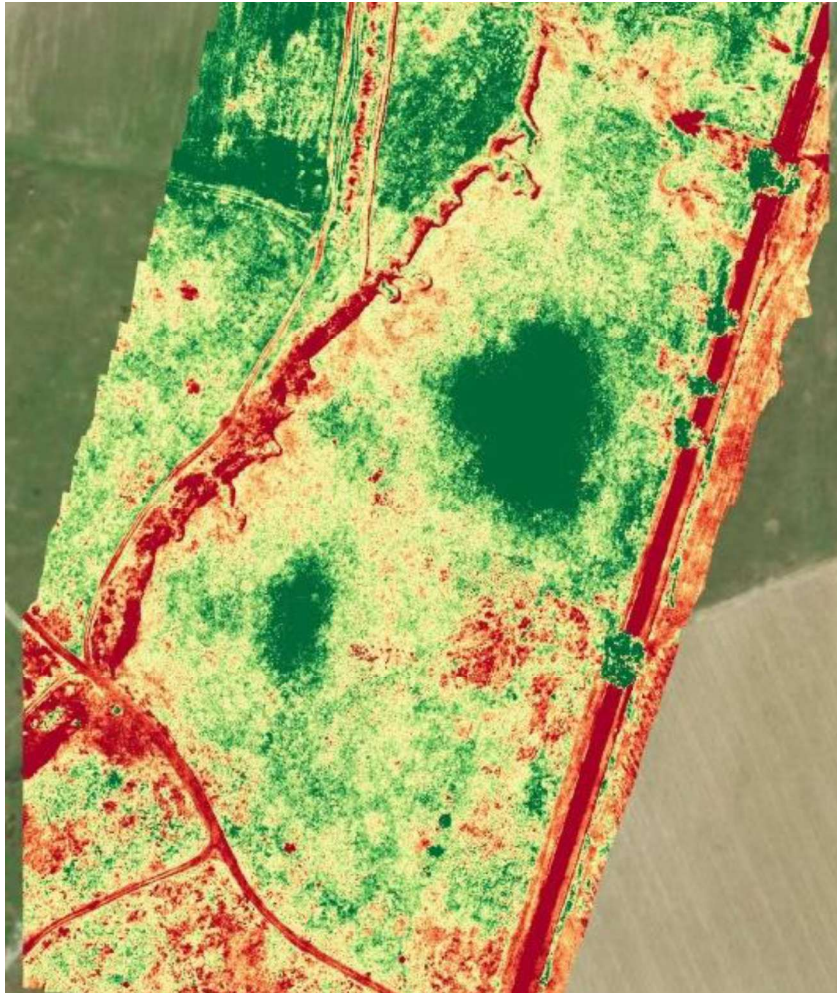


Figura 37. Harta „Plant health” a unei zone, obținută utilizând platforma <https://www.dronedeploy.com>, prin algoritmul VARI

Îmbunătățirea metodelor de estimare a resurselor stuficole prin utilizarea UAV-urilor (dronelor) este evidentă în modul de integrare a informației (Fig. 38). Avantajele colectării de date din UAV sunt: rapiditatea, precizia, costurile semnificativ reduse față de metodele tradiționale și accesibilitatea în zone periculoase sau inaccesibile pentru evaluatori în teren. Cu toate acestea, există câteva condiții care limitează utilizarea acestora și trebuie ținut cont de acestea, când se stabilește planul inițial al estimării potențialului recoltabil:

- condițiile atmosferice (precipitații, vânt, nebulozitate, temperatură - nu se zboară sub 0 °C);
- condiții pe teren (suprafețe acvatice întinse, obstacole, distanțe mari față de operator);
- posibilități tehnice (durata limitată a zborului – necesar de baterii suplimentare, costuri ale soft-urilor de procesare a imaginilor).

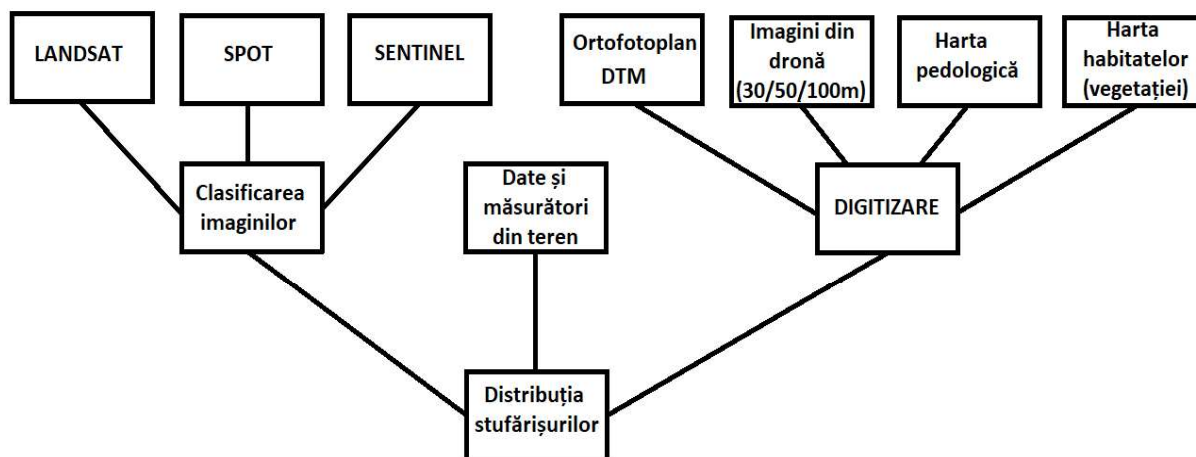


Figura 38. Modul de integrare a informației existente în vederea cartării stufărișurilor și a evaluării potențialului de recoltare

d) Determinarea caracteristicilor a tipurilor de stuf

Conform principiilor menționate mai sus, se vor recolta probe de stuf din fiecare dintre punctele selectate. Fiecare probă va fi recoltată de pe o suprafață de 1 m², iar ulterior se vor determina caracteristicile tipurilor de stuf, inclusiv biomasa totală (tulpini verzi și uscate), biomasa și densitatea tulpinilor verzi, înălțimea și diametrul la bază și la baza paniculului. Aceste rezultate vor fi extrapolate la suprafața totală a stufului recoltabil din fiecare zonă concesionabilă în parte (****, 2022a).

d) Determinarea caracteristicilor a tipurilor de stuf

Conform principiilor menționate mai sus, se vor recolta probe de stuf din fiecare dintre punctele selectate. Fiecare probă va fi recoltată de pe o suprafață de 1 m², iar ulterior se vor determina caracteristicile tipurilor de stuf, inclusiv biomasa totală (tulpini verzi și uscate), biomasa tulpinilor verzi, densitatea tulpinilor verzi, înălțimea și diametrul la bază și la baza paniculului. Aceste rezultate vor fi apoi extrapolate la suprafața totală a stufului recoltabil din fiecare zonă concesionabilă în parte (****, 2022a).

e) Determinarea gradului de umiditate a probelor de stuf

Pentru a determina umiditatea relativă a masei lemnoase, au fost colectate probe de tulpini și panicul din ultima generație, folosind un instrument de măsură numit umidometru. În acest proces, probele recoltate din teren au fost cântărite inițial în teren. Ulterior, aceste probe au fost uscate la o temperatură de 80 °C într-o etuvă de laborator până când au atins o masă constantă, astfel încât să se poată determina masa uscată (****, 2022a).

f) Evaluarea cantității de stuf recoltabilă

Cantitatea de stuf recoltabilă va fi calculată astfel: biomasa obținută prin scăderea cantității de apă (cantitatea rămasă după uscarea la 80 °C) va fi raportată la biomasa totală a stufului per m², având în vedere o umiditate de 15 %. Apoi, această cantitate va fi ajustată pentru a lua în considerare asigurările necesare pentru susținerea biodiversității, pierderile la recoltare, procesul de fasonare și implementarea măsurilor de management. În urma aplicării acestor ajustări, se va obține cantitatea efectiv recoltabilă, care va fi raportată la suprafață (ha), pentru a reprezenta productivitatea reală a zonei respective (t / ha).

Pentru a proteja biodiversitatea, este esențial să se mențină nerecoltată o proporție de 25 % din suprafața fiecărei zone concesionată. De obicei, această proporție este reprezentată de zonele cu stufărișuri care au o productivitate mai scăzută și un procent ridicat de specii însoțitoare. În plus, este important de remarcat că se iau în considerare și pierderile la recoltare în calculul cantității de stuf recoltabil. Pierderile la recoltare reprezintă aproximativ 10 % - 20 %, fiind influențate de metodologia de recoltare, și se adaugă la acestea aproximativ 10 % pierderi la procesul de fasonare. Prin urmare, cantitatea totală de stuf recoltabil dintr-o zonă va fi de 45 % din productivitatea totală a stufărișurilor respective (****, 2022a).

De asemenea, trebuie avut în vedere că productivitatea stufărișurilor poate varia semnificativ în funcție de intervenții precum incendierea sau non-intervenția și prezența a două generații de stuf. Acești factori pot duce la o reducere a productivității de până la 90 %. Prin urmare, cantitatea de stuf recoltabilă va fi puternic influențată de măsurile de management, iar o evaluare precisă a acestei cantități va trebui efectuată la începutul fiecărei campanii de recoltare. Mai mult, evaluarea cantității recoltabile va fi realizată doar în zonele pentru care s-a solicitat concesionarea resurselor stuficole. În ceea ce privește planificarea și pregătirea acțiunilor de evaluare a cantității

recoltabile, este important să se cunoască situația din teren cu aproximativ două luni înainte de începerea campaniei de recoltare (****, 2022a).

2.2 Tipologii de stufărișuri

Între anii '60 și '80, s-a considerat că fiind cea mai intensă perioadă de recoltare a stufului. Rudescu și colab. (1965) a clasificat zonele de stuf în patru grupuri care conțin 10 biotopuri. Ulterior, Chifu și colab. (1993) au stabilit 7 tipuri de stuf cu 7 subtipuri potrivite pentru recoltare. Împreună cu aceste date, Hanganu a stabilit în anul 2002, 9 eco-tipuri de stuf, dintre care 5 sunt potrivite în scopuri de recoltare. Revizuirea noastră a cercetărilor de 8 ani (2002 - 2010) include informații despre principala resursă exploatată economic (stuf), clasificată în aceste 5 eco-tipuri de stuf (Hanganu și colab., 2002).

În procesul efectuării studiilor pentru cartografierea vegetației, luând în considerare diverse criterii precum caracteristicile biometrice și tipul de substrat (Tabelul 2; Hanganu și colab., 1992; ****, 2022a), stuful monodominant potențial pentru recoltare a fost împărțit în cinci categorii distincte de stufărișuri: (a) stufărișuri pe soluri gleice (S-F); (b) stufărișuri pe soluri gleice turboase sau turbificate (S-Ft); (c) stufărișuri pe plaur compact, pe soluri organice hemice; (d) stufărișuri pe psamosoluri (S-N); și (e) stufărișuri pe soluri organice salinizate (S-Pa).

Tabelul 2. Caracteristicile biometrice medii ale stufului recoltabil

Simbol harta vegetației	S-F	S-Ft	S-Ps	S-N	S-Pa
Suprafața (ha)	9774	9210	5742	36 342	9817
Înălțimea tulpinilor (m)	2,9	2,7	2,35	2,5	2,2
Diametrul tulpinilor (mm)	11	9,7	10,2	9,5	8
Densitatea (tulpini/m ²)	57	52	43	73	135
Biomasa tulpinilor (kg. s.u./m ²)	1,3	1,51	0,92	1,64	1,5
Potențial de recoltare (t/ha)	3	3	3	2	2

(Sursa: Hanganu și colab., 1995 - 2002); * abaterea de la medie: + 20%

(a) Stufărișuri pe soluri gleice (S-F)

Pentru acest tip de stufăriș, acoperirea medie a stufului este 90 %.

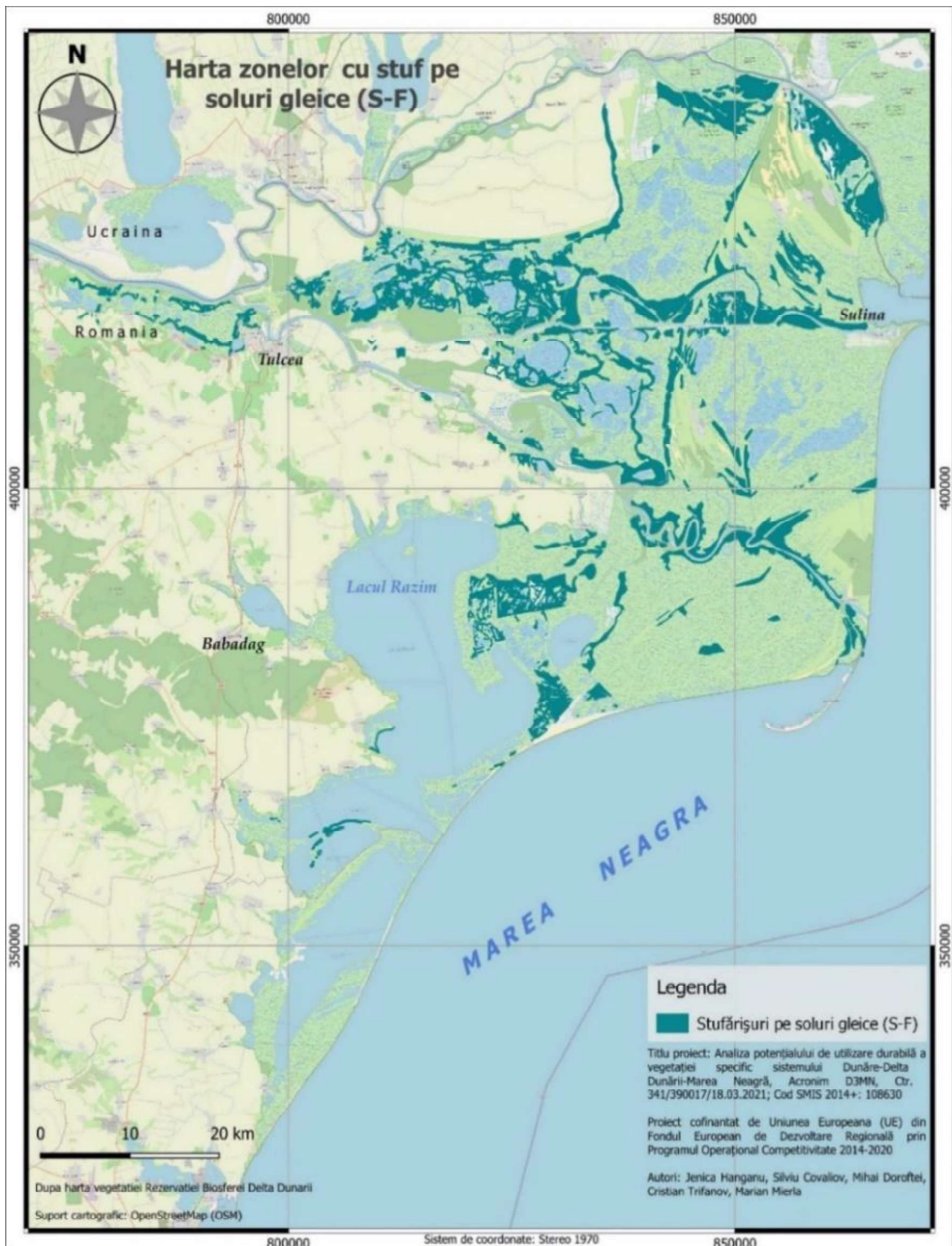


Figura 39. Harta zonelor cu stuf pe soluri gleice (S-F).

În ceea ce privește speciile de recunoaștere, acestea includ următoarele: *Cladium mariscus* (rogoz), *Mentha arvensis* (izvă), *Scutellaria*

galericulata (gura lupului) și *Galium palustre* (sânziana de baltă; Fig. 39). De asemenea, valorile medii ale caracteristicilor fitopopulațiilor de stuf sunt următoarele: densitatea tulpinilor (57 indivizi / m²); înălțimea tulpinilor (2,9 m); diametrul tulpinilor (1,10 cm) și biomasa (1,66 kg s.u. / m²). Aceste valori reprezintă 92 % din biomasa totală a tipului de stufăriș, care este 1,8 kg s.u. / m². Din procentul biomasei, 72 % este reprezentat de tulpinile de stuf, iar 19 % este reprezentat de frunze. Cantitatea medie de stuf ce se poate recolta de pe aceste suprafețe este 3 t / ha (Hanganu și colab., 1992; ****, 2022a).

(b) Stufărișuri pe soluri gleice turboase sau turbificate (S-Ft)

În cazul acestui tip de stufăriș, acoperirea medie a stufului este 80 %. În privința speciilor de recunoaștere, menționăm următoarele: *Symphytum officinale* (tătăneasă), *Schoenoplectus lacustris* (pipirig), *Solanum dulcamara* (lăsnicior), *Lycopus europaeus* (cervana) și *Lythrum salicaria* (răchitan; Fig. 40).

În ceea ce privește valorile medii ale caracteristicilor stufului, acestea sunt: densitatea tulpinilor (52 indivizi / m²); înălțimea tulpinilor (2,7 m); diametrul tulpinilor (0,97 cm); respectiv biomasa (2,05 kg s.u. / m²).

În medie, acest tip de stufăriș realizează o biomasă totală de 2,12 kg s.u. / m², ceea ce reprezintă 91 % din biomasa totală a tipului de stufăriș. Din acest procent, 71 % este reprezentat de tulpinile de stuf, iar 20 % este reprezentat de frunze. Cantitatea medie de stuf ce se poate recolta de pe aceste suprafețe este 3 t / ha (Hanganu și colab., 1992; ****, 2022a).

(c) Stufărișuri de plaur compact, pe soluri organice hemice (S-Ps)

Pe acest tip de stufăriș, s-a observat că acoperirea medie a stufului este aproximativ 80 %, iar speciile de recunoaștere au fost următoarele: *Mentha aquatica* (izma de baltă), *Jacobaea paludosa* (spălăcioasa de baltă), *Rorippa amphibia* (gălbeneaua; Fig. 41). Caracteristicile fitopopulațiilor de stuf prezintă următoarele valori medii: densitatea tulpinilor (43 indivizi / m²), înălțimea tulpinilor (2,35 m), diametrul tulpinilor (1,2 cm), respectiv biomasa, care este de 1,14 kg s.u. / m². Aceste valori reprezintă 93 % din biomasa totală a tipului de stufăriș, care este de 1,22 kg s.u. / m². În cazul acestui tip de stuf, tulpinile reprezintă 75 %, iar frunzele reprezintă aproximativ 18 %. Cantitatea medie de stuf ce se poate recolta de pe aceste suprafețe este 2 t / ha (Hanganu și colab., 1992; ****, 2022a).

(d) Stufărișuri pe psamosoluri (S-N)

În cazul stufărișurilor pe psamosoluri, acoperirea medie a stufului este 90 %, iar speciile de recunoaștere includ următoarele: *Calystegia sepium* (volbura), *Lysimachia vulgaris* (gălbișoara), *Alisma plantago-aquatica* (limba broaștei), respectiv *Ranunculus lingua* (piciorul cocoșului; Fig. 42).

Caracteristicile fitopopulațiilor de stuf au cuprins următoarele valori medii: densitatea tulpinilor (73 indivizi / m²), înălțimea tulpinilor (2,51 m), diametrul tulpinilor (0,95 cm), iar biomasa totală este 1,22 kg s.u. / m². Aceste valori reprezintă 93 % din biomasa totală a tipului de stufăriș, din care 71 % reprezintă tulpinile de stuf, iar 22 % de frunze. Cantitatea medie de stuf ce se poate recolta de pe aceste suprafețe este 3 t / ha (Hanganu și colab., 1992; ****, 2022a).

(e) Stufărișuri pe soluri organice salinizate (S-Pa)

În ceea ce privește stufărișurile de pe soluri organice salinizate, densitatea medie a stufului este 135 de indivizi / m². Alte caracteristici ale acestor populații de stuf au valori medii, după cum urmează: înălțimea tulpinilor este 2,2 m, iar diametrul tulpinilor este 0,8 cm (Fig. 43). Aceste valori reprezintă aproximativ 65 % din biomasa totală a acestui tip de stuf, care se ridică la 2,3 kg / m² în greutate uscată (****, 2022a). Cantitatea medie ce se poate recolta de pe aceste suprafețe este 2 t / ha.

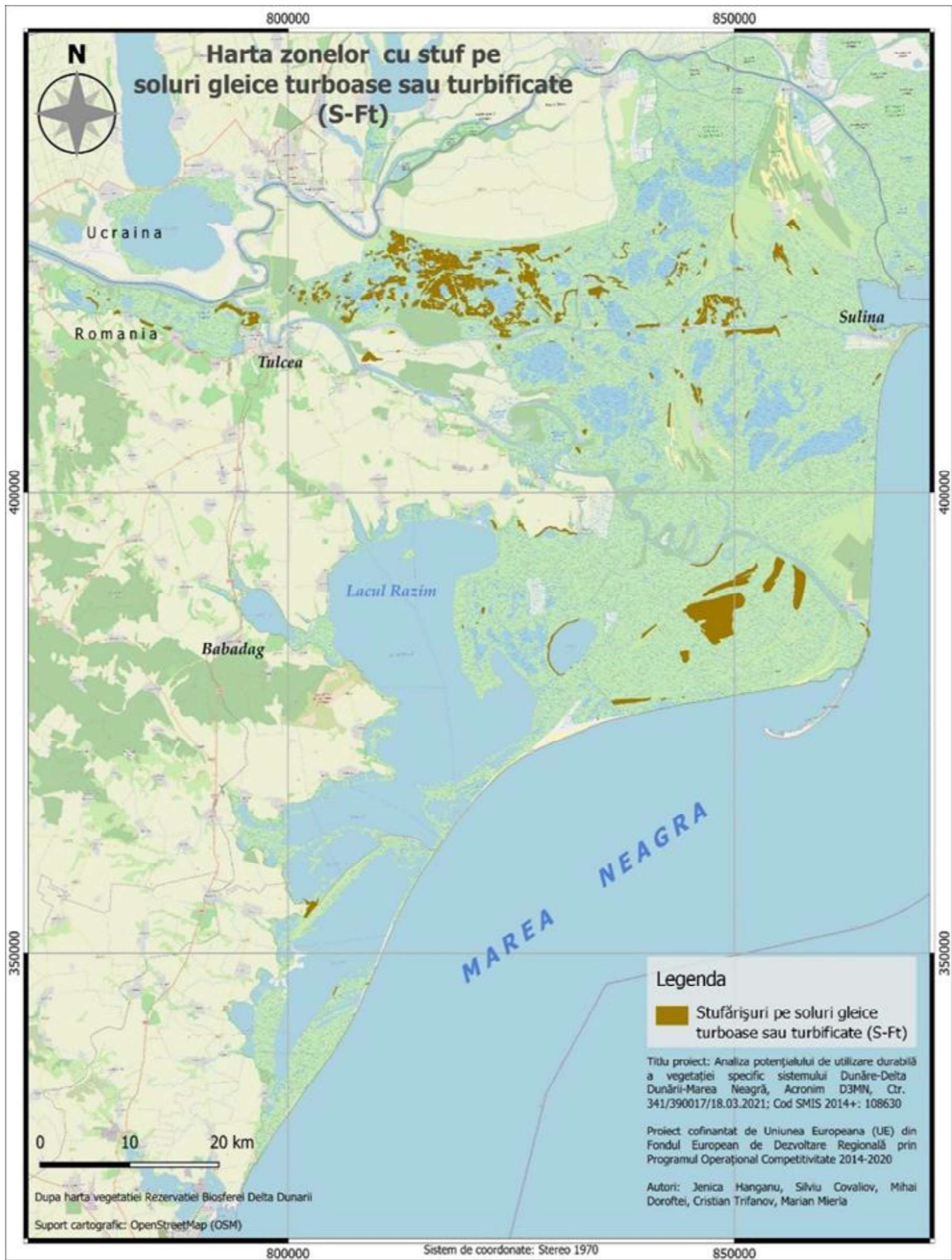


Figura 40. Harta zonelor cu stuf pe soluri gleice turboase sau turbificate (S-Ft)

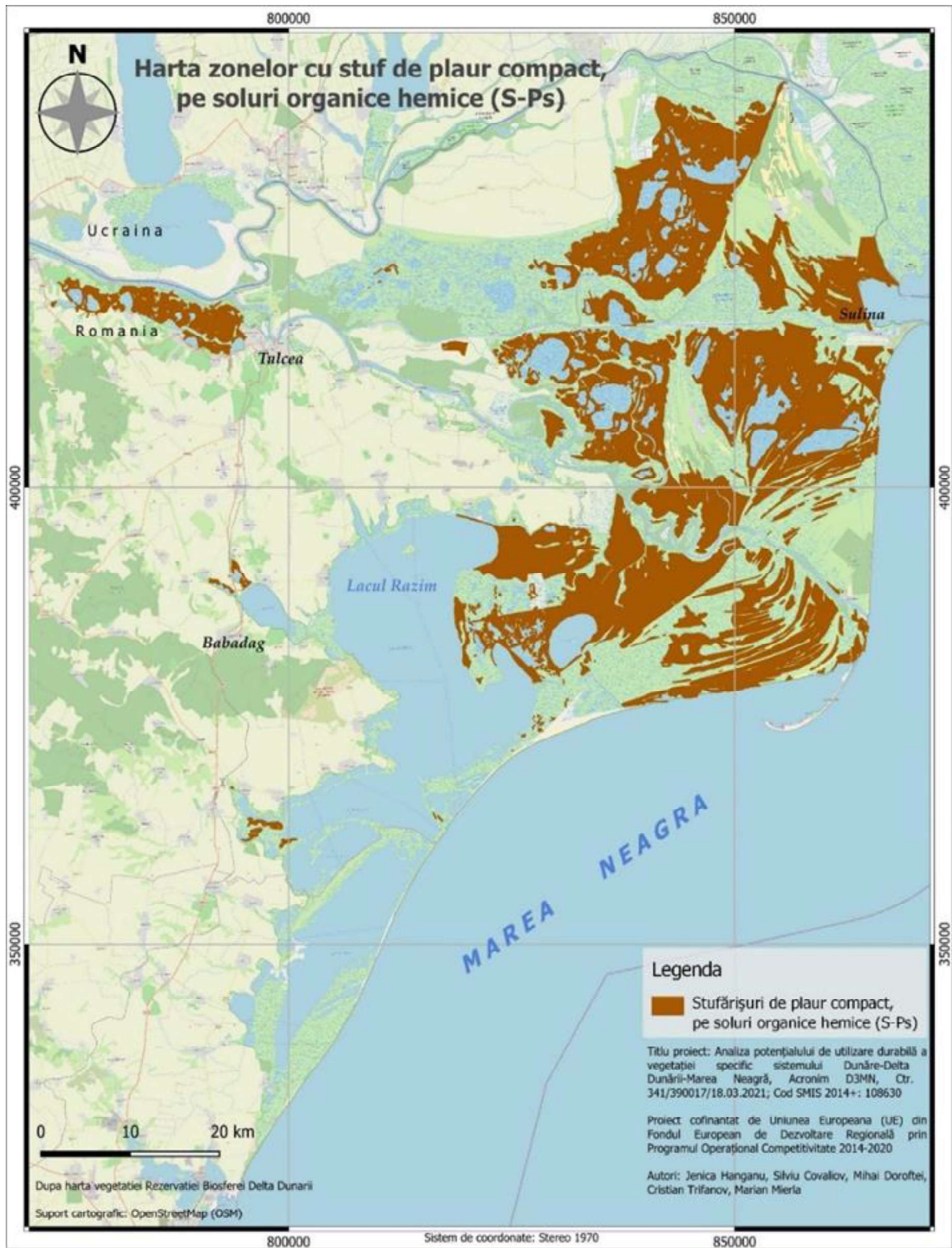


Figura 41. Harta zonelor cu stuf de plaur compact pe soluri organice hemice (S-Ps)

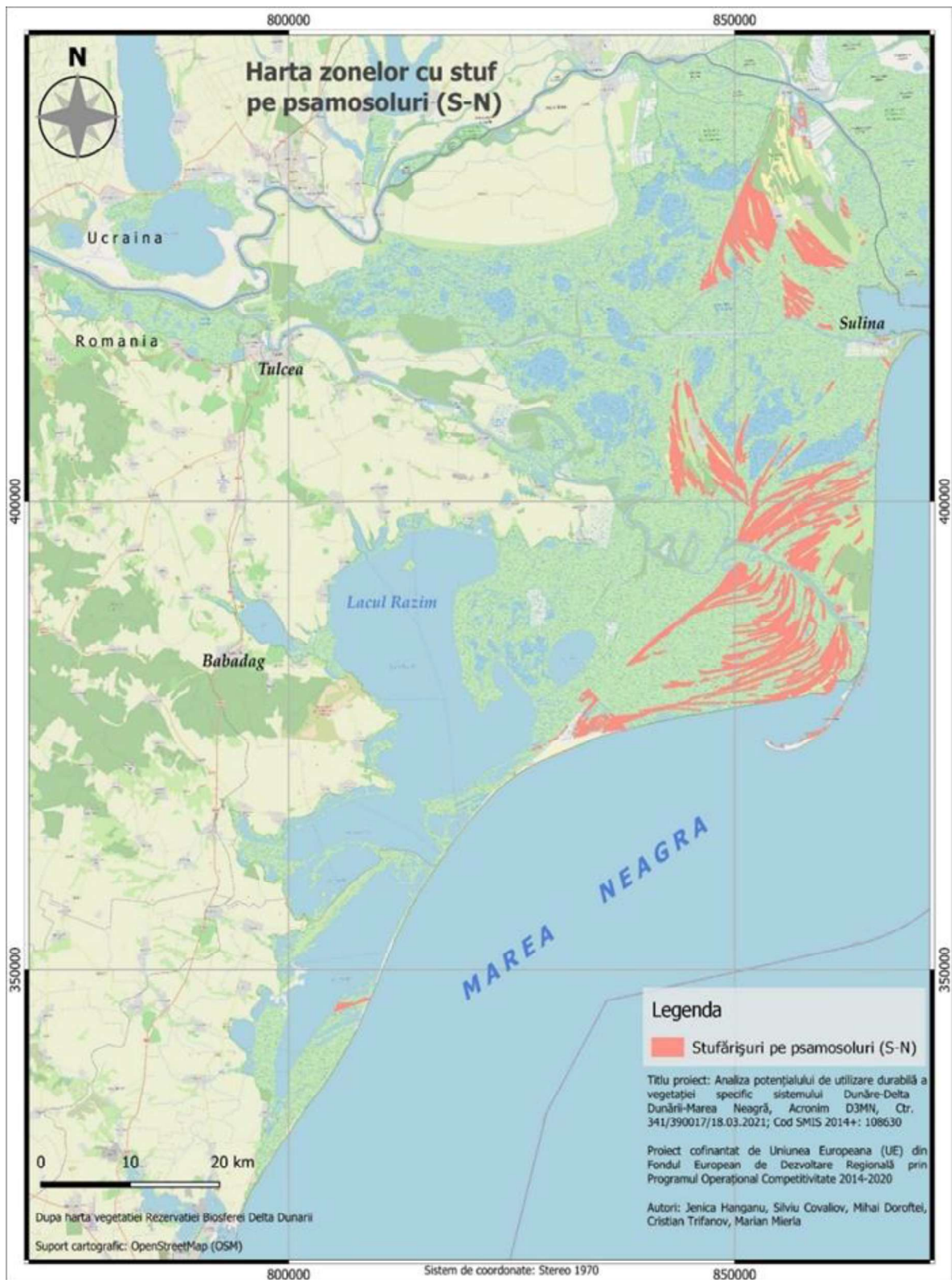


Figura 42. Harta zonelor cu stuf pe psamosoluri (S-N)

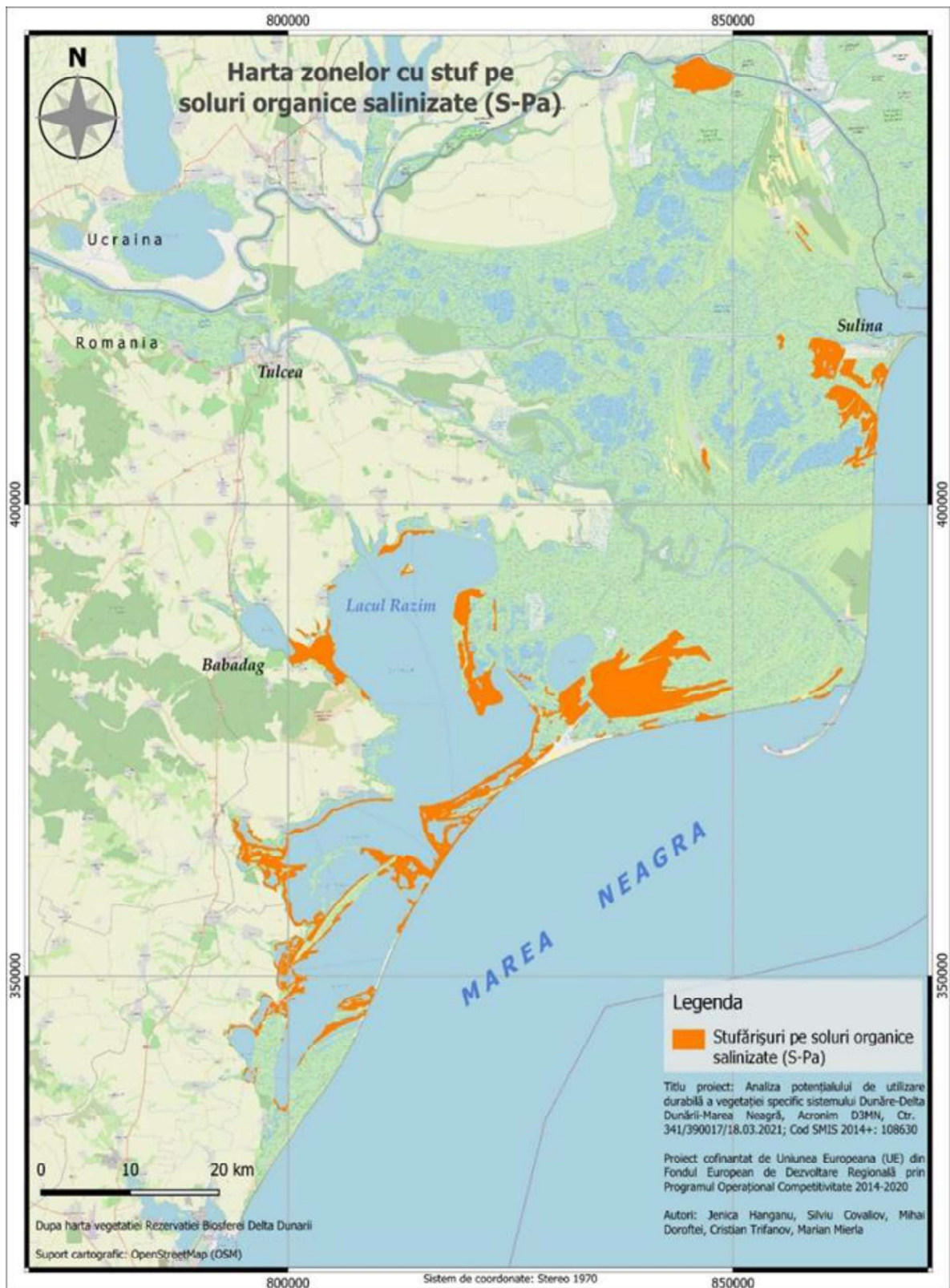


Figura 43. Harta zonelor cu stuf pe soluri organice salinizate (S-Pa)

CAPITOLUL 3

MANAGEMENTUL STUFĂRIȘURILOR PENTRU BIODIVERSITATE ȘI VALORIFICARE ECONOMICĂ

În întreaga lume, ecosistemele stuficole sunt administrate în scopuri variate. În anumite situații, acestea sunt gestionate pentru a promova sau reduce creșterea și extinderea lor spațială (Lee, 1990), sau pentru a controla și exploata stufărișurile în scopuri comerciale (Hawke și Jose, 1996). Numeroase activități de gestionare vizează alte niveluri ale rețelei trofice care depind de stuf, în special pentru a îmbunătăți habitatul pentru păsări (Tyler, 1992).

3.1 Managementul stufărișurilor prin recoltare

Informații disponibile despre practica de recoltare din Delta Dunării arată că Grigore Antipa în anul 1908 a deschis o fabrică de celuloză la Brăila și mai târziu, în anul 1942, a elaborat o lege și un document de lucru privind capitalizarea stufărișurilor și a zonelor cu stuf. De asemenea, este prezentată estimarea potențialului de recoltare a stufului în scopul unei exploatare durabile în următoarele zone de stuf: Șontea - Furtuna; Matița - Merhei; Magearu; Gorgova - Uzlina; Erenciuc; Roșu - Puiu; linia de coastă Sulina - Sf. Gheorghe; Holbina - Dranov; Zmeica - Golovița; Sinoe; Buhaz; Somova - Parcheș; Bașcealâc - Enisala și Crișan (Fig. 44). Recoltarea în scopuri comerciale poate reprezenta o modalitate de conservare a stufărișurilor și ar putea fi dezvoltată prin identificarea unor noi piețe pentru produsele din stuf. În prezent, cantitățile de stuf recoltate în Delta Dunării sunt sub potențialul recoltabil, din cauza capacităților reduse de recoltare și a dificultăților de comercializare. În acest context, este recomandat să se adopte politici de promovare a utilizării locale a acestei resurse în diverse domenii, cu scopul de a stimula recoltarea anuală pe suprafețe mai extinse din teritoriul RBDD. Acest proces ar contribui la îmbunătățirea calității stufărișurilor atât în ceea ce privește recoltarea, cât și biodiversitatea.

Stuful destinat recoltării trebuie să fie monodominant și să nu fie mai vechi de un an sau cel mult doi ani. Această caracteristică poate fi menținută prin intermediul recoltării sau prin practicarea incendierii în timpul iernii anterioare.

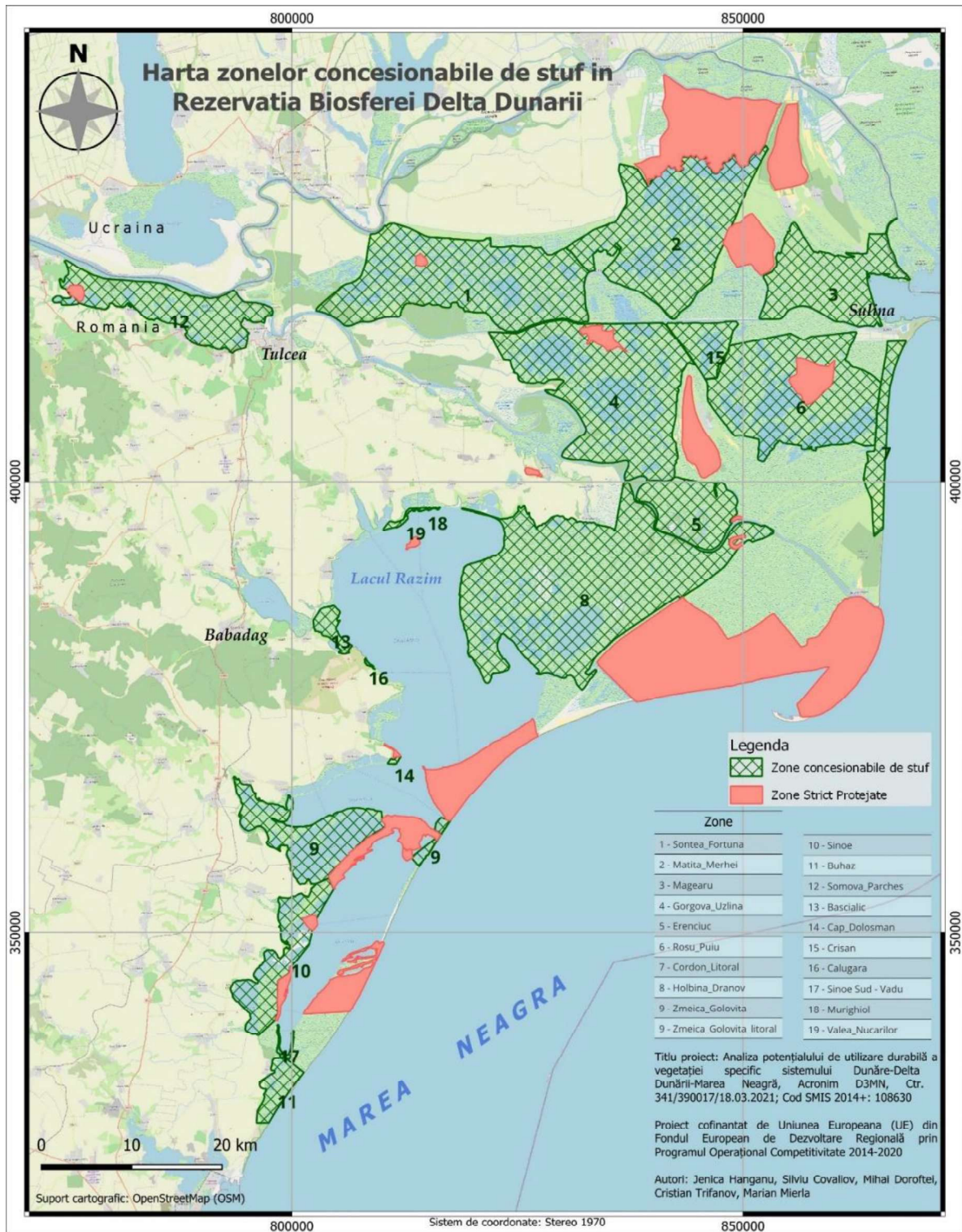


Figura 44. Harta zonelor concesionabile de stuf în Rezervația Biosferei Delta Dunării

Procesul de recoltare mecanizată a stufului în Delta Dunării poate fi împărțit în următoarele etape (Fig. 45 - 52):

- recoltarea pe teren cu utilaje cu presiune specifică pe sol care nu depășește $100 \text{ g} / \text{cm}^2$;

- scoaterea din zona de recoltare până la drum și transportul la platforma depozitului cu utilaje cu presiune specifică pe sol care nu depășește 100 g / cm^2 ;
- formarea de glugi sau stive în depozit;
- desfacerea glugilor sau stivuirea pentru presare manuală sau mecanică;
- încărcarea în autovehicule acolo unde există acces rutier sau nave fluviale speciale, cunoscute sub denumirea de ceamuri sau gabare (nave fluviale remorcate);
- transportul;
- descărcarea mecanizată la beneficiar.

Fasonarea stufului în maldăre se poate face la locurile de depozitare din teren sau la sediul beneficiarului.



Figura 45. Recoltarea mecanizată cu utilaje cu presiune specifică



Figura 46. Scoaterea din zona de recoltare până la depozit



Figura 47. Formarea de glugi sau stive în depozit



Figura 48. Vedere aeriană a unui depozit de stuf



Figura 49. Desfacerea glugilor sau stivuirea pentru presare manuală sau mecanică



Figura 50. Sortarea și legarea maldărelor de stuf pentru transport



Figura 51. Încărcarea maldărelor în autovehicule cu macara mobilă



Figura 52. Aranjarea maldărelor în autovehicule

După cum s-a subliniat anterior, pentru a proteja rizomii de stuf și a preveni distrugerea lor, se recomandă utilizarea de utilaje de recoltare cu o presiune specifică pe sol care să nu depășească $100 \text{ g} / \text{cm}^2$. Un exemplu potrivit ar fi recoltatoarele de tip Seiga. Pe solurile organice cu o capacitate portantă redusă, se sugerează ca recoltarea să fie efectuată în aceeași perioadă, însă doar atunci când solul este înghețat. Pentru a evita fragmentarea plaurului, este interzisă trecerea repetată a utilajelor de transport stuf pe aceleași drumuri de la terenul de recoltare către platformele de depozitare.

Amenajarea și întreținerea platformelor de depozitare a stufului trebuie să fie responsabilitatea recoltatorului iar eliberarea acestor platforme trebuie să se facă astfel încât să nu perturbe dezvoltarea vegetației. Platformele ar trebui să fie amplasate pe terenuri cu o capacitate portantă bună și să fie înălțate pentru a evita inundarea. Depozitarea stufului, acolo unde este posibil, ar trebui să se facă pe platforme special construite pentru a nu fi inundate, dar poate fi temporar depozitat și pe sol în apropierea zonei de recoltare (Fig. 53a - 55a).

Stuful umed ar trebui așezat în stive, iar pentru uscarea eficientă, stivele ar trebui amplasate în locuri cu vânt. Stratul superior al unei grămezi ar trebui să fie înclinat astfel încât să direcționeze apa de ploaie în jos. Un

avantaj al acestei metode este că stuful poate fi curățat și sortat la fața locului și apoi legat în mănunchiuri (4-5 kg), dar resturile trebuie apoi îndepărtate pentru a permite recoltarea în sezonul următor.

Stuful uscat recoltat poate fi stocat pe termen lung într-un depozit. Pentru o depozitare și transport mai convenabile, maldărele de stuf sunt ambalate în role și fixate cu o bandă de sârmă. Legăturile de stuf sunt grupate astfel încât să fie 25 sau 50 de pachete / rolă.

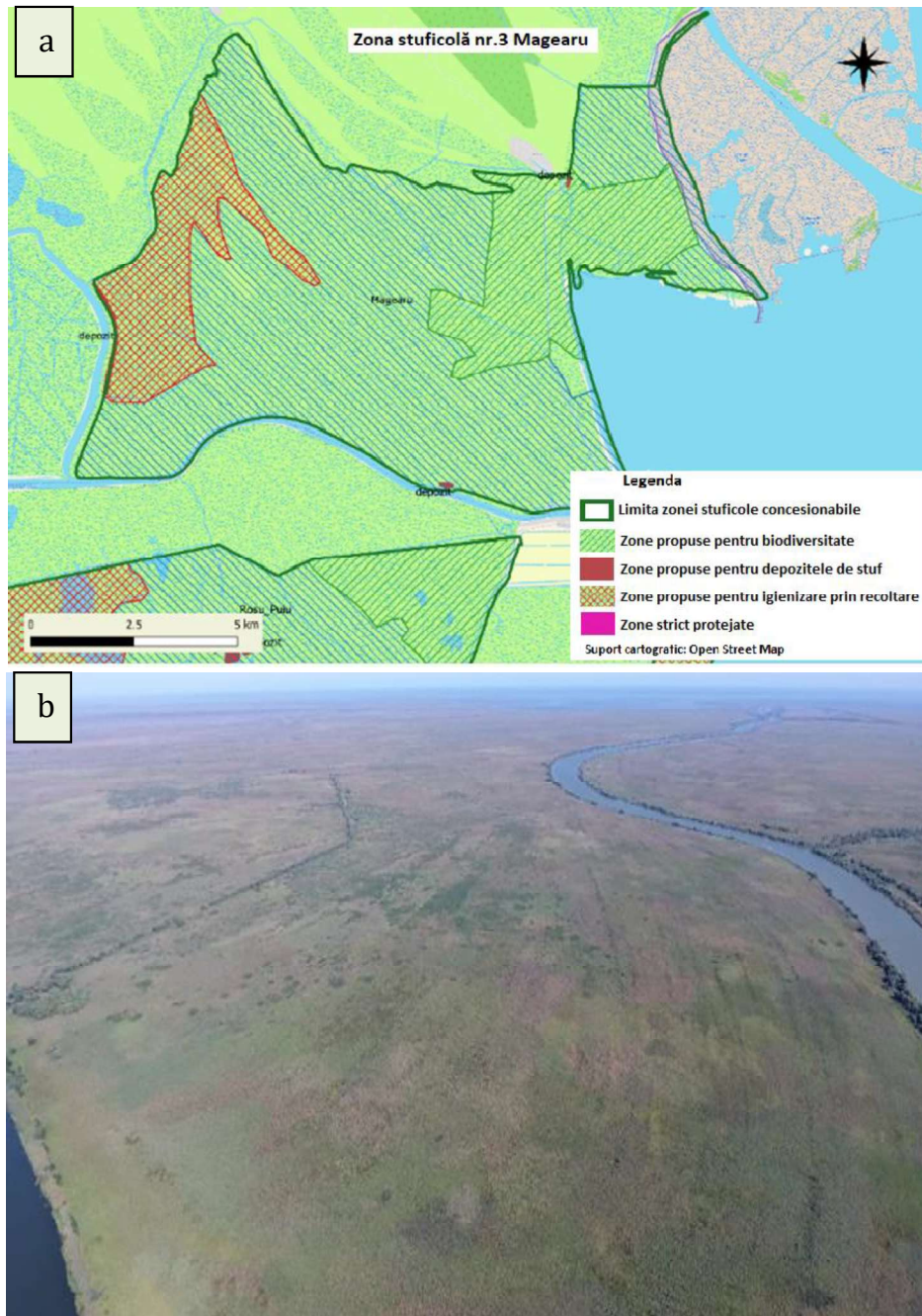


Figura 53. Exemplu de cartare a unei zone stuficole pentru o campanie de recoltare: (a) stabilirea zonelor de recoltare, igienizare și refugiu pentru biodiversitate din zona Magearu; (b) imagine din dronă cu zona stuficolă

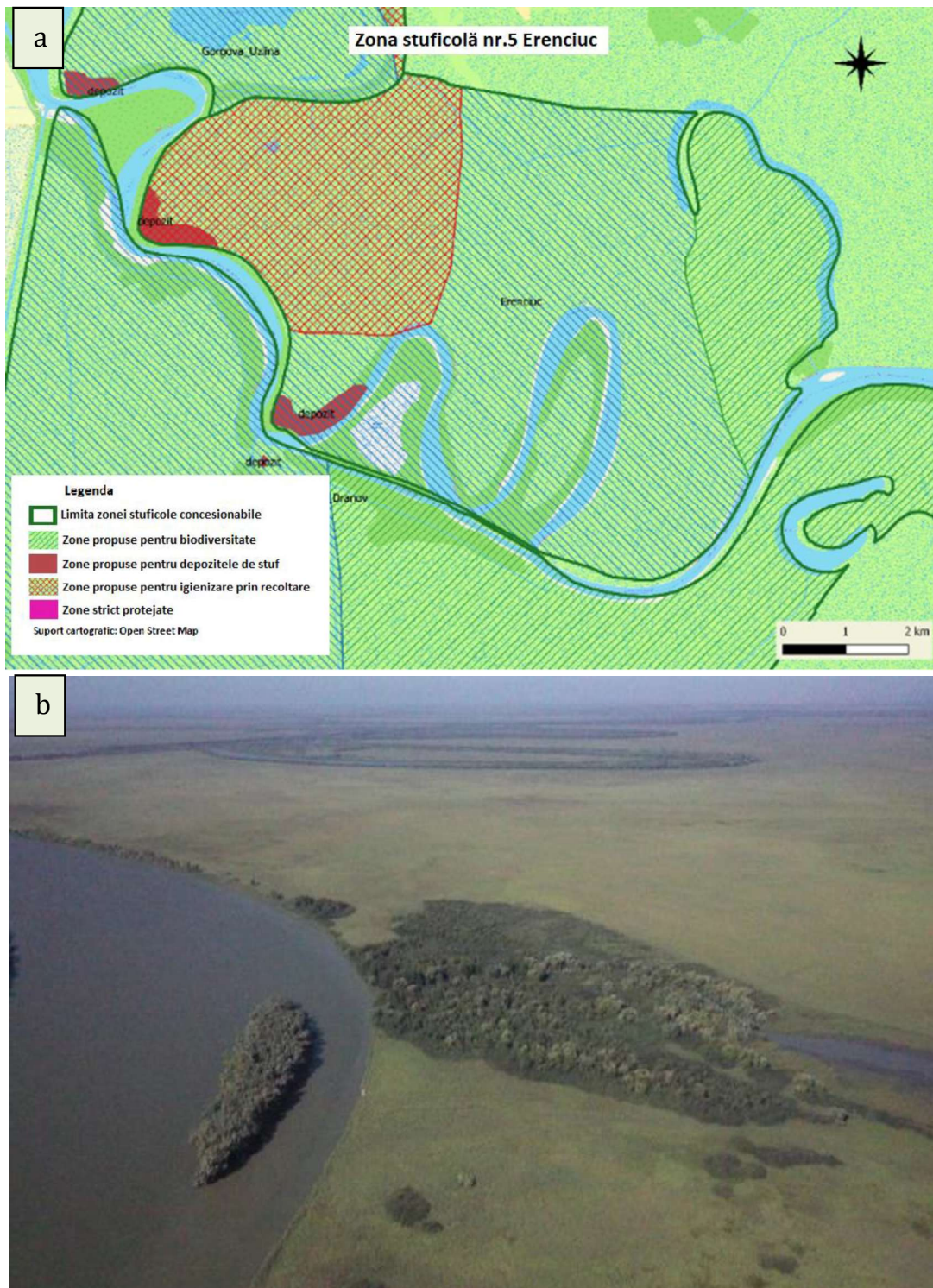


Figura 54. Exemplu de cartare a unei zone stuficole pentru o campanie de recoltare: (a) stabilirea zonelor de recoltare, igienizare și refugiu pentru biodiversitate din zona Erenciuc; (b) imagine din dronă cu zona stuficolă

Lungimea aproximativă a unei astfel de role este 235 cm, dar poate varia în funcție de scopul și cerințele beneficiarilor. Într-un depozit uscat, stuful poate rămâne utilizabil timp de ani de zile, iar asigurarea circulației aerului în depozit este esențială. Recoltatorii resursei stuficole trebuie să ia

măsuri adecvate pentru a preveni poluarea solurilor sau a apelor cu reziduurile rezultate în urma activității de recoltare. De asemenea, este important ca recoltatorii să adopte măsuri de prevenire a incendiilor.

Astfel, pentru a preveni degradarea stufărișurilor, este esențial ca recoltarea să fie efectuată doar în intervalul noiembrie - martie. Recoltarea timpurie a stufului poate avea un impact negativ asupra acumulării de glucoză în rizomi, deoarece procesul de acumulare a glucidelor de rezervă în rizomii de stuf are loc până în noiembrie. Prin urmare, se recomandă evitarea recoltării înainte de luna noiembrie. Rizomii contribuie diferențiat la productivitatea stuficolă, în sensul că stratul superficial (0-25 cm) și cel mijlociu (25-50 cm) furnizează direct producția de stuf din acel an.

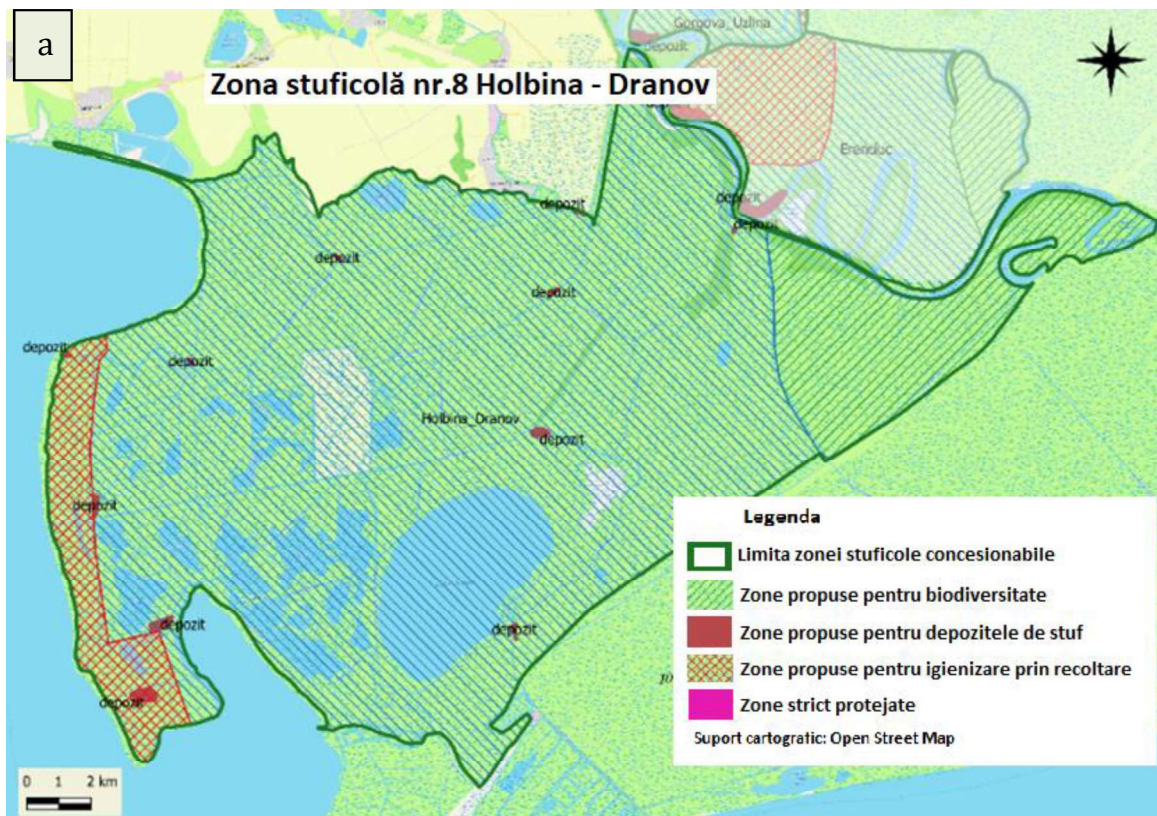


Figura 55a. Exemplu de cartare a unei zone stuficolen pentru o campanie de recoltare: (a) stabilirea zonelor de recoltare, igienizare și refugiu pentru biodiversitate din zona Holbina – Dranov

Potențialul de generare a suligilor din rizomi este în general semnificativ, cu capacitatea de a produce în mod continuu suligi până în luna octombrie. Recoltarea timpurie duce la o reducere a potențialului de generare a rizomilor.



Figura 55b. Exemplu de cartare a unei zone stuficole pentru o campanie de recoltare: (b) imagine din dronă cu zona stuficolă

Pe măsură ce rizomii sunt epuizați treptat, suligile noi care apar prezintă un fenomen de „înfrățire”, caracterizat prin valori biometrice foarte reduse și dezvoltarea aparatului foliar chiar de la început, ca răspuns al plantei pentru a compensa consumul intens de substanțe plastice din rizom.

3.2 Managementul stufărișurilor prin incendiere

Înainte de a discuta aspectele legate de Delta Dunării, dorim să facem o scurtă trecere în revistă a acestui fenomen. Incendiile de vegetație reprezintă un fenomen natural ancestral, cu o existență ce depășește milioane de ani, contribuind semnificativ la conturarea ecosistemelor la nivel global (Prakash, 2023). Incendiile de vegetație reprezintă un fenomen global cu consecințe serioase, devastatoare, asupra ecologiei speciilor, mediului, populației umane și proprietății (Sastry, 2002; Kumar, 2022). În ultimii ani, creșterea în frecvență și severitate a incendiilor de vegetație au fost asociate într-o oarecare măsură cu schimbările climatice (Williams și colab., 2019). Seceta prelungită, valurile de căldură, variabilitatea climatică și fenomenele meteorologice regionale pot crește riscul incendiilor de vegetație (Turco și colab., 2018).

În diferite zone ale globului, multe ecosisteme beneficiază de incendiile de vegetație, deoarece elimină materialul organic uscat, ceea ce aduce beneficii anumitor populații de plante și animale care s-au adaptat pentru a supraviețui și reproduce. Incendierea controlată poate imita beneficiile incendiilor de vegetație, și în același timp poate reduce riscurile asociate cu incendiile mai mari, necontrolate (Brown, 2022; Fowler, 2003). Pe de altă parte, incendiile de vegetație frecvente și severe, ca fenomen, este considerat unul dintre cei mai importanți factori care afectează nu doar compoziția, succesiunea vegetației și amprenta de carbon (Burrell și colab., 2022; Nole și colab., 2022), ci și condițiile socioeconomice ale națiunilor și comunităților social vulnerabile (Paudel, 2021; Chas-Amil et al., 2022).

Domeniul ecologiei focului devine un subiect de cercetare de interes în diverse regiuni ale globului, întrucât incendiile afectează o gamă variată de habitate, iar impactul ecologic și economic resimțit diferă în funcție de condițiile locale. Statele nord-americe, în special în regiunile caracterizate de frecvența ridicată a incendiilor, acordă o atenție deosebită acestei probleme (Nole și colab., 2022; Prakash, 2023). De asemenea, țări precum Australia sau Africa de Sud manifestă o preocupare semnificativă pentru acest aspect. În Europa, studiile se concentrează predominant în bazinul mediteranean (Turco și colab., 2018; Burrell și colab., 2022). Managementul ecosistemelor prin incendiere controlată în scopul prevenirii incendiilor majore este o temă dezbătută și controversată. Practica este acceptată în unele țări, cum ar fi Statele Unite (Valkó și colab., 2014; Block și Ford, 2016; Zylinski și colab., 2022), în timp ce în alte țări, cum ar fi Ucraina (Hall și colab., 2021), Germania, Grecia, Spania sau Portugalia (Nikolov, 2011) este interzisă sau reglementată în mod restrictiv.

În România, stufărișurile sunt considerate asemănătoare miriștilor și, ca atare, incendierea lor este interzisă în conformitate cu legislația Uniunii Europene și cu normele naționale adoptate prin Ordonanța de Urgență a Guvernului nr. 195 / 2005 privind protecția mediului și mai recent prin Ordonanța de Urgență nr. 38 din 6 aprilie 2022. Evident că nu facem recomandări, împotriva legii, de a utiliza această practică în mod frecvent, oricum și oriunde. Dimpotrivă atragem atenția că este o acțiune distructivă, în momentul desfășurării, care trebuie aplicată cu multă precauție și numai în condiții optime meteorologice, pe suprafețe bine delimitate și asistate de instituțiile specializate pentru situații de urgență. Acțiunea ar putea fi aplicată doar ca o ultimă soluție, atunci când alte măsuri de management nu

au avut rezultatul dorit iar situația în curs o impune. În România, conceptul de ecologie a focului rămâne în mare parte necunoscut. Absența studiilor care să evedențieze influența incendiilor asupra biodiversității este notabilă, în special în ceea ce privește habitatele de mlaștină. Delta Dunării reprezintă o regiune caracterizată printr-o frecvență ridicată a incendiilor, fenomen atribuit în principal extinderilor extinse de stuf. Acest fenomen a căpătat amploare mai ales în ultimii ani, adesea în primăvară sau chiar în timpul verii, când suprafețe extinse de stuf sunt afectate de incendii. Efectele acestor incendii asupra speciilor și habitatelor sunt practic necunoscute, cu toate că Delta Dunării găzduiește o biodiversitate semnificativă (peste 11.000 de specii).

Arderea a fost considerată o tehnică de management frecvent utilizată pentru producția comercială de stuf cu scopul de a menține o monodominanță și densitate ridicată a stufului sau de a crea zone de pășunat pentru numărul mare de animale domestice care a depășit în prezent capacitatea de suport. O prioritate în managementul actual al stufărișurilor este asigurarea protecției lor eficiente prin aplicarea unei practici vechi din agricultură de „rotație a culturilor”, un principiu care, transpus în exploatarea stufărișurilor, presupune o alternanță a suprafețelor recoltate, a celor igienizate pentru recoltare în anul următor și a celor lăsate ca refugiu pentru biodiversitate. Lipsa de intervenție prin igienizare a stufărișurilor (recoltare) poate duce la degradarea acestor tipuri de stufărișuri cu potențial economic de recoltare. Primele efecte sunt de împădurire naturală, apariția mai multor specii de plante, în concluzie, o diversitate mai mare de specii și acumularea de resturi vegetale. Din punct de vedere ecologic și al conservării biodiversității această succesiune sau tranziție a stufărișurilor către alte tipuri de ecosisteme este benefică. Mai mult, acest fenomen este întâlnit în multe zone din Delta Dunării și este atent studiat în toate stadiile. În cele ce urmează vom prezenta, pe scurt, efectele pozitive și negative ale unei incendieri controlate pe o suprafață restrânsă care ar putea fi reglementată restrictiv în anumite situații (de ex. zonă infestată, litieră uscată acumulată care are un risc ridicat de aprindere, îmbunătățirea calității apei) doar în urma unor studii științifice.

Arderile stufărișurilor, cu o periodicitate de 10 ani, practicate ca acțiuni de defrișare a terenurilor acoperite cu stuf de mai multe generații, reprezintă o măsură importantă de management a stufărișurilor, fiind necesară în conservarea habitatelor pentru specii. Incendierea are un efect

negativ asupra plantelor și animalelor care populează acest habitat pe termen scurt însă devine propice instalării și dezvoltării acestora pe termen lung. Multe din aceste specii depind de intervenția omului, care acționează pentru a păstra condițiile ecologice optime și pentru a preveni dispariția acestor ecosisteme datorită tendinței naturale de a fi acoperite cu sălcii, accelerând procesul natural de terestrializare a zonei umede. În trecut se considera că în absența recoltării, incendierea era singura alternativă în gospodărirea pe scară largă a stufărișurilor și pentru menținerea lor cu potențial ridicat de recoltare fără a se ține cont de conservarea biodiversității. Pentru a schimba această practică de incendiere este necesar alocarea de fonduri pentru recoltarea stufărișurilor ca o măsură de management de menținere a capacității de filtrare a stufărișurilor (Oosterberg și colab., 1998; Milyaeva și colab., 2020).

Una din funcțiile principale ale stufărișurilor fiind de menținere a unei stări ecologice bune a lacurilor prin filtrarea apei provenite din brațele și canalele principale. Stufărișurile servesc ca filtre eficiente pentru azot și fosfor, cu o retenție de aproximativ 70%. Concentrația de azot (sub formă de N-total) este în general sub 1 mg N / l. Această concentrație alături de fosfor este considerată suficient de scăzută pentru a menține o abundență redusă de fitoplancton. Cu toate acestea, există incertitudini importante în ceea ce privește posibilitatea menținerii unei faze de apă limpede în sistemele de apă dulce prin limitarea azotului (Oosterberg și colab., 1998). Aceste incertitudini includ posibilitatea dezvoltării de înfloriri de alge fixatoare de azot sau posibilitatea ca plantele acvatică să sufere din cauza lipsei de azot. Intrarea apei cu un conținut scăzut de fosfor poate, astfel, prelungi faza de apă limpede. Astfel că stufărișurile din amonte pot fi folosite pentru a filtra apa din Dunăre care intră în lacuri (Drost și colab., 1996).

Absența intervenției poate avea, de asemenea, efecte negative asupra dezvoltării ecosistemelor stuficole și acvatică în general. Principalele probleme legate de reducerea suprafețelor recoltate sau igienizate includ colonizarea stufului de către alte specii, cum ar fi feriga de baltă (*Thelypteris palustris*), rogozul mare (*Carex riparia*) și papura (*Typha angustifolia*). Aceste specii pot contribui la scăderea flotabilității plaurilor de stuf și, în timp, rizomii de stuf se vor descompune, pierde flotabilitatea și, în cele din urmă, se vor scufunda împreună cu plantele de mai sus, creând goluri în asociațiile stuficole și noi depozite de turbă (sechestrare de carbon). Stufărișurile pe soluri gleice turboase sau turbificate captează dioxidul de

carbon pe măsură ce se depozitează aproape 5 tone de carbon la hectar în Delta Dunării, echivalentul a aproape 16 tone de CO₂. Prin comparație cu stufărișurile pe soluri gleice turboase sau turbificate, stufărișurile pe psamosoluri (zona cordonului litoral) datorită conținutului ridicat de siliciu, oxidează mai greu, astfel că emisiile de metan sunt mult mai reduse (Adler și colab., 2007). În zonele în care stuful a fost recoltat recent sau ars, densitatea stufului a fost mai mare și a avut un nivel mai ridicat de rizomi plutitori sănătoși, ceea ce poate contribui la conservarea ecosistemului stuficol.

Focul pare să favorizeze stuful în detrimentul altor specii, mai ales sălcii (*Salix* sp.) și ferigi (*Thelypteris* sp.), ambele contribuind la scăderea flotabilității plaurilor de stuf. Într-o perspectivă pe termen scurt, arderea probabil că blochează colonizarea de către alte specii. Recoltarea stufului, în trecut, când se efectua pe gheață și într-o scară largă, a avut, de asemenea, un efect similar. Utilizarea focului ca instrument de management pentru a împiedica schimbările de specii ar putea reduce, probabil, acest declin. Cu toate acestea, monitorizarea incendiilor provocate de localnici ar trebui să fie de importanță majoră. În ultimii anii suprafețele incendiate în Delta Dunării au fost cele mai mari din ultimii 40 de ani (Fig. 57). Pe terenurile care nu au fost recoltate pentru o perioadă lungă de timp, stufărișurile prezintă un aspect degradat, din cauza acumulării de materie organică în diferite stadii de descompunere din anii precedenți, ceea ce duce la înăbușirea noilor generații de tulpini de stuf. Din punct de vedere comercial productivitatea stuficolă este semnificativ redusă din cauza suprimării primelor două serii de suligi care apar la începutul perioadei de vegetație.

Efecte pozitive

- Creșterea calității și densității stufului: arderea controlată pe o anumită suprafață poate determina o creștere semnificativă a calității și densității tulpinilor de stuf în primul și al doilea an după incendiere, ceea ce poate fi valoros din punct de vedere comercial;
- Îmbunătățirea biodiversității: arderea prin alternanța utilizării terenului (recoltare, igienizare, refugiu biodiversitate), la fiecare 10 ani, poate menține un ecosistem de stuf aerisit, ceea ce oferă condiții favorabile pentru dezvoltarea unei biodiversități mai bogate. Acest lucru poate crea zone temporare cu apă mică care devin preferate pentru hrănire de către unele specii de păsări și favorizează dezvoltarea unor specii valoroase de pești;

- Distrugerea formelor de rezistență ale patogenilor: arderea poate contribui la distrugerea formelor de rezistență ale bolilor criptogamice și parazitare ale stufului, contribuind astfel la conservarea ecosistemului;
- Beneficii pentru ape și piscicultură: zonele stuficole care au fost supuse arderii pot sprijini o producție constantă sau chiar mărită a resurselor piscicole, deoarece arderea contribuie la mineralizarea mai rapidă a substanțelor organice, care apoi intră în circuitul biologic. Pescarii cunosc acest fenomen și incendiază anumite zone de stuf pentru a crea habitate pentru pești și implicit zone de pescuit;
- Creșterea capacității de filtrare a nutrienților: arderea poate duce la o revigorare a vegetației stuficole și, implicit, la o producție mai mare de biomasă, ceea ce poate îmbunătăți capacitatea de filtrare a nutrienților din apa de inundație. Stufărișurile acționează ca un filtru pentru nutrienți. Stufărișurile compacte mențin nutrienții și materia solidă. Deasupra liniei de plutire, înainte de a ajunge în apă, patul de stuf reține o parte din materia pe care o conține captarea apei. În același timp, rizomii de stuf suprimă eroziunea și, ca rezultat, sedimentul de fund cu nutrienții săi rămâne în loc și nu este dizolvat în apă pentru a crește încărcătura de materie organică consumatoare de oxigen;
- Microclimat favorabil pentru pești: stufărișurile pot oferi un microclimat specific de care pot beneficia peștii, în special în perioadele de vară când apar deficite de oxigen în lacuri. Temperatura apei mai scăzută și conținutul mai mare de oxigen dizolvat pot oferi condiții mai bune de supraviețuire pentru pești.

Efecte negative

Arderea stufărișurilor poate avea și efecte negative asupra ecosistemului și faunei locale, inclusiv:

- în detrimentul diversității speciilor (prevenirii instalării arborilor și arbuștilor): arderea poate preveni instalarea și dezvoltarea arborilor și arbuștilor pe terenurile acoperite cu stuf, iar în unele cazuri, poate distruge aceste specii până la vârsta de 5 ani (Fig. 56). De asemenea, reduce parțial stratul de litieră, în funcție de umiditatea terenului în momentul arderii;



Figura 56. Arbusti și arbori afectați de incendierea stufărișurilor: (a) *Salix cinerea*; (b;c) *Salix alba*

- pierderea a unor habitate pentru păsările care cuibăresc sau pentru mamiferele și reptilele care se hrănesc în stufărișuri: arderea poate duce la pierderea temporară a habitatelor specifice pentru anumite specii de păsări care cuibăresc în stuf (de ex. *Acrocephalus arundinaceus*) sau pentru anumite specii de reptile (de ex. *Emys orbicularis*; Fig. 57).

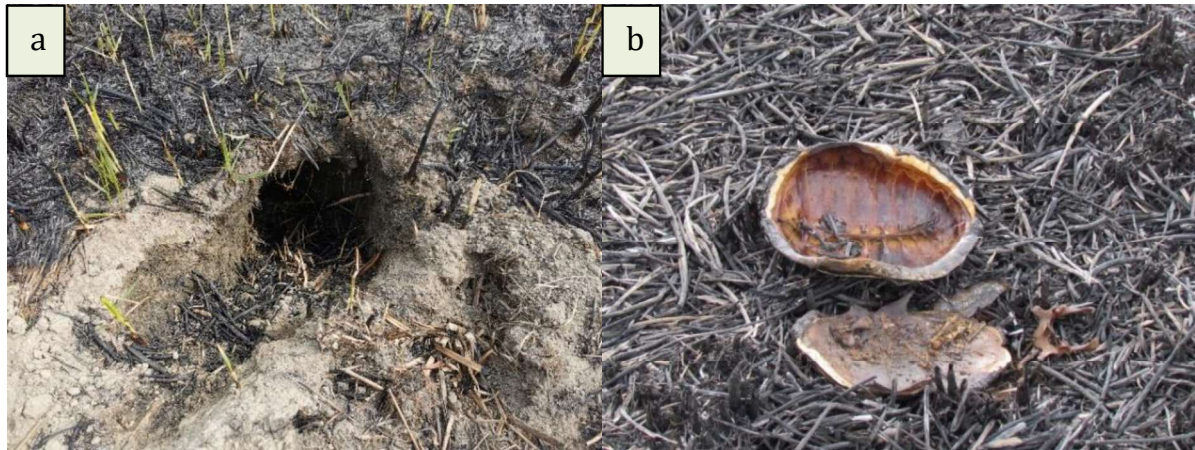


Figura 57. Pierderea habitatului sau eliminarea speciilor: (a) vizuină; (b) țestoasă de apă prinsă în incendiu (*Emys orbicularis*)

- distrugerea nevertebratelor care iernează în stuf: arderea poate duce la distrugerea unor insecte care iernează în stuf, afectând astfel lanțul trofic și dependența unor specii de aceste insecte;
- efecte negative în sezonul de vegetație: arderea stufărișurilor în timpul sezonului de vegetație poate avea efecte negative, deoarece viețuitoarele nu au posibilitatea de a se refugia din fața incendiului. Acest lucru poate duce la pierderea habitatelor și poate afecta biodiversitatea pe termen lung;
- ardere mai violentă în zonele cu mai multe generații de stuf: în zonele cu mai multe generații de stuf, arderea poate fi mai violentă, deoarece tulpinile vechi și rupte pot favoriza propagarea incendiului. De asemenea, prezența plantelor agățătoare, cum ar fi volbura mare (*Calystegia sepium*), poate contribui la arderea mai intensă și la distrugerea habitatelor. Din analiza chimică a cenușii de stuf a rezultat un conținut ridicat de metale: cupru, fier, aluminiu, crom, sodiu, potasiu, magneziu, plumb, vanadiu, mercur și siliciu (metaloid; Huang și colab., 2017).

Arderea stufărișurilor aflate în regim de exploatare cu o periodicitate de 10 ani poate avea beneficii semnificative pentru conservarea acestor habitate în starea lor actuală. Cu toate acestea, este esențial să se ia măsuri de protecție a stufărișurilor pentru a asigura gestionarea adecvată a arderii. O ardere repetată pe aceeași zonă afectează drastic recolonizarea cu specii de faună. De asemenea, s-a constatat că, în general, recolonizarea și recuperarea speciilor de nevertebrate au loc în doi chiar trei ani după ardere. Cu toate acestea, trebuie menționat că există și efecte negative mai severe asupra nevertebratelor, iar recuperarea poate dura mai mult de 10 ani în

zonele afectate de incendiu (Bengtsson, 2002; Wardle și colab., 2004; Fig. 58). Recoltarea și arderea stufului pe aceleași suprafețe au redus abundența speciilor de păsări (*Passeriformes*) cu aproximativ 60%.

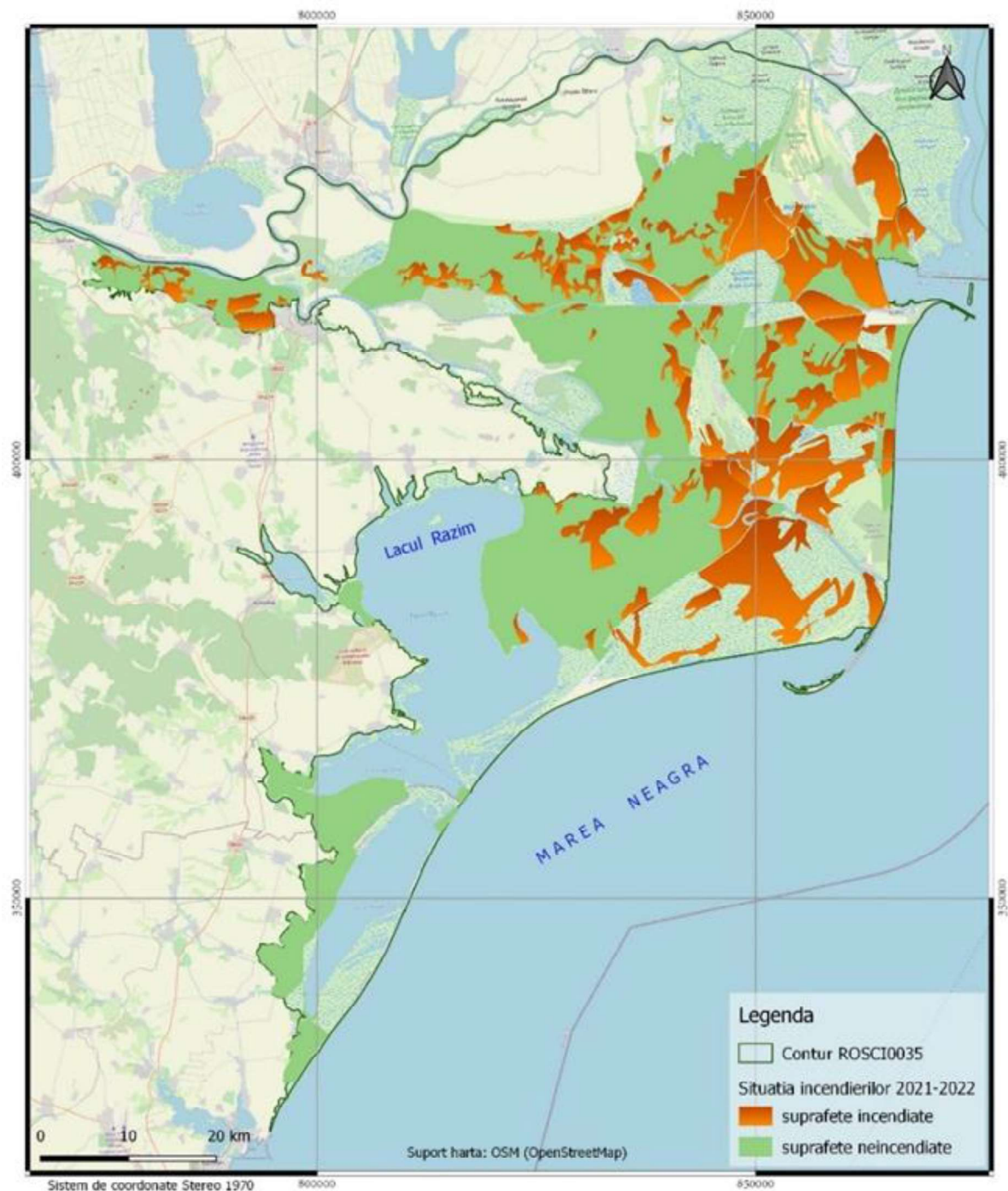


Figura 58. Suprafețele de stuf incendiate în perioada 2021 - 2022

Acest lucru a fost probabil asociat cu limitarea hranei, deoarece speciile de fluturi, gândaci și păianjeni a fost distruse de incendii. Prin urmare, condițiile optime de conservare a biodiversității și în același timp de

administrare a stufului pentru a păstra populațiile de păsări și nevertebrate în stufăriș ar putea fi o rotație a suprafețelor pe termen scurt (1–2 ani) (Valkamaa și colab., 2008) și lăsarea unor insule de stuf în zona recoltată. Acest lucru poate varia în funcție de mai mulți factori, inclusiv intensitatea arderii, tipul de vegetație stuficolă (în amestec cu alte specii) și alți factori specifici situației locale.

Arderea în gestionarea habitatelor stuficole implică numeroase contramăsuri care trebuie planificate și adaptate, mai ales atunci când obiectivul este creșterea biodiversității. Pentru a lua decizii cu privire la utilizarea arderii în acest scop, este necesară o evaluare a efectelor pe termen lung și la scară largă asupra ecosistemelor stuficole. Această evaluare ar trebui efectuată înainte de planificarea și implementarea arderii pentru conservarea biodiversității. Este important ca lucrările de igienizare a stufărișurilor prin ardere să fie efectuate doar atunci când este demonstrat că sunt necesare, pe baza rezultatelor cercetărilor de teren privind starea actuală a acestor habitate. Arderea stufărișurilor ar trebui să se desfășoare numai în perioada de iarnă (noiembrie-februarie) a fiecărui an, când solul este înghețat, și ar trebui să aibă loc numai cu acordul autorităților sau instituțiilor responsabile de gestionarea resurselor naturale.

Metoda eficientă de ardere a stufărișurilor, bazată pe cercetări anterioare, implică deschiderea unui front de incendiere de 1 m - 2 m prin întinderea stufului la sol și apoi aprinderea simultană în șir de către 3 - 5 operatori care folosesc torțe confecționate din maldăre mari de stuf. Această metodă este caracterizată de o ardere violentă și de durată, mai ales atunci când stufărișurile sunt incendiate în direcția vântului. Este important de subliniat că arderea stufărișurilor ar trebui să fie încheiată la sfârșitul lunii februarie. După această dată, incendiile sunt strict interzise întrucât începe sezonul de împerechere a unor specii de păsări și totodată începe dezvoltarea suligilor.

Este esențial ca, pe măsură ce se recoltează stuful, biomasa să fie depozitată în locuri securizate sau să fie create zone protejate prin recoltarea stufului din jurul platformei de depozitare pe o lățime de aproximativ 100 m. Arderea ar trebui să fie aplicată în afara sezonului de vegetație, când tulpinile sunt uscate și după ce carbohidrații s-au acumulat în rizomi (Kohl și colab., 1998; Dinka și Szeglet, 1999). De asemenea, arderile trebuie efectuate după ce fauna sălbatică și-a încheiat perioada de reproducere sezonieră. Totodată, arderea ar trebui să aibă loc când nivelul apei este scăzut, dar umiditatea

solului trebuie să fie ridicată pentru a evita arderea părților subterane, în special în zonele stuficole situate pe soluri cu turbă, întrucât acestea pot fi arse cu ușurință. Aceste măsuri sunt necesare pentru ca arderea să se desfășoare într-un mod responsabil și cu un impact minim asupra ecosistemelor stuficole.

Este important să se planifice cu atenție arderea zonelor stuficole. Zona planificată pentru ardere ar trebui izolată prin crearea de coridoare de aproximativ 100 m lățime de stuf recoltat. De asemenea, este esențial să se protejeze zonele forestiere și cele cu specii de salcie (*Salix alba*, *S. fragilis*, *S. cinerea*, *S. triandra*), întrucât acestea pot reprezenta habitate temporare pentru perioada de reproducere la unele specii de păsări. Pentru a asigura conservarea faunei locale, stufărișurile ar trebui arse alternativ, astfel încât animalele să aibă o zonă neafectată în care să se refugieze. De asemenea, se recomandă măsuri suplimentare pentru prevenirea incendiilor în alte zone, inclusiv implicarea echipelor de pompieri în această acțiune. Aceste precauții sunt esențiale pentru a asigura că arderea se desfășoară într-un mod controlat și responsabil, minimizând impactul asupra ecosistemelor și a faunei sălbatice.

3.3 Managementul stufărișurilor prin pășunat

Practica de pășunat și recoltare a stufului verde pentru fân are loc în zonele stuficole situate pe grindurile joase din zona maritimă și de-a lungul rețelei hidrologice a Deltei Dunării. Aceste zone de pășunat (Fig. 59) sunt adesea supuse arderilor în timpul iernii, iar animalele sunt aduse pentru pășunat atunci când stuful este încă în stadiu incipient de creștere și nivelurile apei permit acest lucru. De asemenea, localnicii din Delta Dunării practică recoltarea stufului verde pentru fân, în special în zonele ușor accesibile din apropierea localităților. Ambele practici de management au ca rezultat sporirea diversității floristice și împiedică extinderea vegetației lemnoase în aceste ecosisteme stuficole.

Este recomandat să se permită acest tip de management în zonele care nu sunt dedicate exclusiv recoltării stufului în scopuri industriale, în special în cazul stufului cu dimensiuni reduse. Este important să se convingă crescătorii locali de animale că pășunatul stufului reprezintă o formă acceptabilă de agricultură. Stufărișurile, în special cele situate pe soluri cu portanță bună, sunt pășunate de animalele domestice, în special în primăvară, când stuful se află în primele etape de creștere. Pășunatul stufului

pe suprafețe care nu sunt destinate recoltării ar trebui să fie o practică permisă, deoarece poate contribui la sporirea diversității floristice.



Figura 59. Harta zonelor cu stuf pretabile pentru pășunat

De asemenea, localnicii recoltează stuful tânăr pentru a-l utiliza ca furaj pentru animale pe parcursul iernii. Stuful, o plantă deosebit de valoroasă ca sursă de hrană pentru animale, poate fi utilizat ca furaj în timpul sezonului aprilie-octombrie, atunci când lăstarii sunt în stadiu verde și moale (Hansmann, 2008; Huhta, 2009), în perioada aprilie-octombrie (Köbbing și colab., 2013).

Mai mult, stuful recoltat în timpul verii poate fi stocat pentru a servi drept hrană (Hansmann, 2008) și poate fi utilizat ca așternut pentru animalele domestice (Schuster, 1985; Köbbing și colab., 2013). Această abordare eficientă a gestionării resurselor naturale nu numai că oferă beneficii pentru hrana animalelor, ci și pentru conservarea biodiversității în ecosistemele de stuf.

Tabelul 3 prezintă diferite tipuri de management pentru biodiversitate în stufărișuri și efectele acestora asupra ecosistemului. Fiecare tip de management are avantaje și dezavantaje, și este important să fie aplicat în funcție de obiectivele specifice de conservare a biodiversității și de condițiile din teren.

Tabelul 3. Managementul pentru biodiversitate

Tip de management	Fără intervenții	Recoltarea	Arderea
Acoperire cu lăstăriș de arbori și arbuști	Acoperirea naturală cu arbori și arbuști. Degradarea stufărișurilor.	Previne încolțirea semințelor de arbori și arbuști dar nu poate distruge arborii deja dezvoltați.	Previne instalarea de arbori și arbuști și poate distruge aceste specii în vârstă de până la 5 ani.
Litiera	Acumulare treptată de litieră ce face recoltarea imposibilă. Reducerea densității firelor de stuf. Reducerea diversității floristice.	Reducerea stratului de litieră, ceea ce favorizează creșterea diversității floristice.	Reducerea parțială a stratului de litieră funcție de umiditatea terenului în momentul arderii.
Păsările	Pierderea locurilor de cuibărit pentru unele specii (<i>Ixobrychus minutus</i> , <i>Botaurus stellaris</i>) și a locurilor de hrană (<i>Panurus biarmicus</i>).	Crearea temporară de areale cu apă mică, zone preferate de adăpost și hrană pentru unele specii de păsări. Crearea de zone la marginea	Aceleași ca la recoltare dar insectele ce ierneză în stuf sunt distruse prin ardere.

		<p>stufărișurilor nerecoltate sau arse pentru hranirea și reproducerea unor specii de păsări. Pierderea temporară a unor habitate pentru păsările de stufărișuri (<i>Acrocephalus arundinaceus</i>, <i>Acrocephalus scirpaceus</i>, <i>Locustella luscinioides</i>, <i>Cettia cetti</i>, <i>Ardea purpurea</i>, s.a.m.d.). În timpul recoltării unele insecte ce iernează în stufărișuri sunt scuturate pe sol și astfel pot fi consumate de către păsări.</p>	
Flora	Diminuarea diversității floristice.	Determină creșterea diversității floristice.	Aceleași ca pentru recoltare, dar depinde cât din stratul de litieră a fost ars.
Stuful	Diminuarea densității. Reducerea numărului de tulpini ce înfloresc. Tulpini uneori strâmbe.	Creșterea densității. Tulpini mai viguroase. Tulpini cu calitate ridicată pentru recoltare.	Aceleași ca pentru recoltare, dar cu avantaje mai mari prin arderea mai completă a litierei.
Nevertebrate	Diminuarea treptată a unor specii ce depind numai de stuf.	Pierderea temporară a unor specii care iernează în stuf. Repopularea are loc în vara următoare.	Unele nevertebrate pot supraviețui în arealele cu stuf rar, unde focul nu se poate extinde.
Reptile și amfibieni	Dezvoltarea speciilor depind de alte specii din lanțul trofic.	Pierderea temporară a unor specii. Repopularea are loc în aproximativ 2 ani.	Diminuarea drastică sau chiar dispariția completă a speciilor care depind de stufărișuri.

			Repopularea are loc în 5 – 10 ani.
Implicații asupra conservării	Gravă. Degradarea masivă a stufărișurilor prin invazia naturală de vegetație arbustivă. Accentuarea procesului de terestrializare Dispariția sau reducerea numărului de specii ce depind de habitatele stuficole.	Avantajoasă dacă se efectuează prin rotație pentru conservarea biodiversității.	Avantajoasă pentru refacerea arealelor abandonate și pentru menținerea unor stufărișuri aerisite. Poate fi efectuată cu o periodicitate mai mare decât recoltarea.
Costuri	Necostisitoare, dar după un timp stufărișurile nu vor mai putea fi recoltate și li se diminuează funcțiile ecologice (adăpost, hrana pentru alte segmente de biodiversitate, capacitate de biofiltru, resursa economica)	Se va practica pe scară mai mare dacă se va găsi o piață economică de desfacere a producției.	Nu necesită eforturi ridicate îndeosebi dacă arealele în care se va aplica nu necesită o delimitare strictă.

3.4 Managementul stufărișurilor în calitate de peisaj

Managementul ecosistemelor dominate de stuf la nivel de peisaj poate aduce numeroase beneficii, în special în ceea ce privește îmbunătățirea valorii peisajului. Acest lucru poate implica extinderea sau reducerea mărimii și calității stufărișurilor în funcție de obiectivele specifice și de condițiile din zonă (Fig. 60 - 62).

De exemplu, dacă avem stufărișuri extinse și omogene într-o zonă de teren de luncă fără variații topografice sau ecologice notabile în apropiere, acest lucru poate crea un peisaj monoton și poate duce la o biodiversitate mai redusă. Zonele stuficole sunt complexe și unice datorită multitudinii de factori care interacționează în mod alternativ având la bază morfodinamica în curs la diferite scări temporale și spațiale (Li și colab., 2021).



Figura 60. Stufărișuri pe sărătură în zona cordonului litoral

Diversitatea ecosistemelor sunt dovada vie a complexității evoluției Deltei Dunării. Partea centrală naturală a Deltei Dunării este formată din zone umede descrise ca ecosisteme acvatice, ecosisteme terestre și cele de tranziție - ripariene (Vespremeanu-Stroe și colab., 2017). Aceste tipuri de ecosisteme au o rată ridicată de productivitate primară și prezintă diversitate mare de specii (Mitsch și Gosselink, 2015; Chang și colab., 2021), fiind astfel extrem de dinamice în procesele ecologice, determinate în principal de schimbările climatice, respectiv fluctuațiile precipitațiilor (Niculescu și colab., 2020). Delta Dunării este, de asemenea, un sit predominant acoperit de stufărișuri, cu peste 95% din suprafața sa compusă din lacuri de apă dulce și zone compacte de stuf (*Phragmites australis*).

Într-o perspectivă mai largă asupra conservării stufărișurilor și a dinamicii presiunilor de mediu sau/și umane în evoluția stufărișurilor analizăm modificările în compoziția de specii ca etape de tranziție sau succesiuni ale vegetației. Aceste etape se manifestă ca un proces de die-back al stufului în care sunt modificate principalele caracteristici ale stufărișurilor, biometrie și compoziție de specii (Gigante și colab., 2011).

Rezultatele studiilor indică faptul că în zonele umede în care a apărut regresia stufărișurilor, speciile de plante accesorii au devenit dominante, iar în scurt timp au înlocuit stufărișurile accelerând tranziția către alte tipuri de habitate, în cele mai multe situații, antropizate din cauza pășunatului. Această etapă de tranziție lărgeste spectrul de specii de plante doar pe

termen scurt, multe dintre acestea fiind invazive, astfel că pe termen lung diminuează valorificarea stufului ca resursă economică și serviciu al ecosistemului (Lazăr și colab., 2022).



Figura 61. Stufărișuri în amestec cu vegetație acvatică și sălcii

Pe baza aspectelor menționate mai sus, ne-am concentrat investigațiile de teren pentru a arăta modul în care tranziția stufărișurilor în alte tipuri de vegetație emergentă de luncă inundabilă poate găzdui un număr mai mare de specii, nu întotdeauna un aspect benefic în conservarea stufărișurilor dar foarte important din punct de vedere al biodiversității. În cadrul comunităților de stufărișuri, schimbările sunt multiple și produse de diverși factori. Factorii induși de om, cei naturali sau combinați pot influența compoziția speciilor ca succesiune a vegetației. Considerăm orice modificare a abundenței relative a speciilor sau a acoperirii unei zone sau a compoziției sale floristice în timp, o schimbare succesivă. În schimb, dacă managementul peisajului include stuf înconjurat de ecosisteme contrastante, cum ar fi zone de apă deschisă și terenuri cu arbuști și arbori în apropiere, atunci se poate crea un peisaj diversificat și atrăgător. Acest tip de gestionare peisagistică poate spori biodiversitatea prin oferirea de habitate variate pentru diferite specii, inclusiv cele care vizitează temporar zonele stuficole. Prin managementul peisajului în acest mod, se pot atinge obiective funcționale, cum ar fi conservarea biodiversității, creșterea atractivității peisajului pentru oameni și îmbunătățirea funcțiilor ecologice ale zonelor stuficole. Acest lucru poate contribui la protejarea și îmbunătățirea sănătății ecosistemelor și a experienței umane în aceste medii naturale.



Figura 62. Stufărișuri în amestec cu zăvoaie de salcie

Stufărișurile sunt una dintre resursele naturale primare care sunt influențate, printre mulți alți factori, de eutrofizare, acumularea de metale grele, adâncimea apei, aportul de sedimente și modul în care este gestionat (recoltat, incendiat sau abandonat). În unele zone, la marginile stufărișurilor, s-au observat modificări în ceea ce privește succesiunea vegetației. Habitatele tufărișurilor de luncă inundabilă (*Salicetum cinereae* Zólyomi 1931; *Salicetum triandrae* Malcuit 1929) au înlocuit lent stufărișurile, aflate în proces de die-back, ca zone cu o bogăție mai mare de specii de plante.

CAPITOLUL 4

RESURSELE STUFICOLE DIN DELTA DUNĂRII

4.1 Estimarea potențialului recoltării stufului

Cea mai vastă zonă de stuf din Europa, cu o suprafață de peste 220.000 ha (Hanganu și colab., 2002), se găsește în Delta Dunării, împărțită în proporție de 87 % în România și 13 % în Ucraina. În această regiune, recoltarea stufului reprezintă o activitate tradițională, fiind practică de secole de către locuitorii din Delta Dunării și din împrejurimi. Stuful a fost folosit în diverse scopuri, precum acoperișuri, materiale pentru garduri și hrană pentru animale. Interesul pentru utilizarea stufului ca materie primă în industria de celuloză și hârtie a existat în România încă din primele decenii ale secolului trecut. Grigore Antipa a reușit să formeze un consorțiu care, în anul 1908, a înființat o fabrică de celuloză în Brăila, folosind stuful recoltat din Delta Dunării. Această fabrică a funcționat până în 1916, când a fost distrusă în timpul Primului Război Mondial, apoi reconstruită în anul 1940. În anul 1958, a fost construită o a doua fabrică, împreună cu infrastructura asociată, precum poldere, diguri și canale (Hanganu, 2013).

Odată cu extinderea capacității fabricii, cererea de stuf necesară pentru funcționarea acesteia a crescut semnificativ. În 1958, se estima că în Delta Dunării puteau fi recoltate în totalitate aproximativ 290.000 ha de stuf. La acea vreme, cunoștințele tehnologice privind prelucrarea celulozei chimice și fabricarea hârtiei erau mai avansate, însă cercetările privind aspectele hidrotehnice și biologice ale stufului erau incomplete. De asemenea, nu existau informații definitive cu privire la mecanizarea recoltării stufului și a altor operațiuni conexe, cum ar fi încărcarea, transportul, balotarea și stivuirea, operațiuni esențiale pentru aprovizionarea constantă a fabricii cu sute de mii de tone de stuf în fiecare an (Hanganu, 2013).

Pentru a asigura aceste niveluri de producție, s-au realizat amenajări stuficole în Delta Dunării. Scopul principal al acestor amenajări a fost să promoveze monocultura stufului prin reducerea diversității ecosistemelor stuficole și, implicit, să crească producția de stuf la nivel individual și total. Aceste lucrări de amenajare a unităților stuficole au implicat construcția de diguri pentru menținerea nivelului apei în timpul dezvoltării stufului și pentru a proteja terenurile împotriva inundațiilor în perioada recoltării. De asemenea, s-au construit rețele de canale pentru a permite intrarea și

evacuarea apei din zonele amenajate, pentru transportul utilajelor, muncitorilor și stufului recoltat.

De asemenea, s-au construit stăvilare, ecluze și stații de pompare pentru a controla regimul hidrologic în incintele amenajate și platforme de depozitare a stufului, pentru a proteja recolta împotriva inundațiilor (Hanganu, 2013). În perioada 1965 - 1974, s-au finalizat lucrările pentru o parte din amenajările planificate în Delta Dunării. Cu toate acestea, unele dintre aceste lucrări au fost întrerupte pe parcurs din diverse motive, cum ar fi lipsa de fonduri, retragerea avizelor de la autorități sau modificările în dimensiunile producției. Capacitatea de recoltare mecanizată a atins un vârf de 220.000 t / an în anul 1965, dar a scăzut la aproximativ 80.000 t / an în anul 1974. În perioada 1980 - 1990, recoltele anuale de stuf au continuat să scadă, de la 54.549 t la 33.143 t (Programului IUCN pentru Europa de Est, 1992). În perioada 1994-1996, au fost recoltate între 16.000 t și 30.000 t de stuf pentru export în Italia, Germania și Anglia (Hanganu, 2008). În prezent, produsul principal obținut din recoltarea stufului în zona fluvială și maritimă a Deltei Dunării sunt maldărele de stuf de înaltă calitate, care sunt exportate în țări precum Italia, Germania și Anglia, unde aspectul rustic al acoperișurilor de paie și al gardurilor din stuf este foarte apreciat.

În prezent, suprafața perimetrală a zonei stuficole recoltabile este 170.466 ha, iar suprafața stuficolă recoltabilă existentă este 48.755 ha. Gradul estimat de recoltare a resursei, adică cantitatea de stuf sortat care poate fi recoltată în această suprafață de 36.566 ha, este de aproximativ 3,3 t / ha, ceea ce înseamnă un total de 87.660 t de stuf. Stuful din această zonă generează, în mod obișnuit, o cantitate maximă de aproximativ 20 t de biomasă verde / an, sau aproximativ 10 t de substanță uscată / hectar într-un sezon bun. Stuful poate fi recoltat în special dacă se află în prima sau a doua generație de creștere. Cantitatea de stuf ce poate fi recoltată este puternic influențată de managementul stufărișurilor, deoarece fără intervenție umană, productivitatea acestora poate scădea la aproximativ 90 % din nivelul maxim. Pentru a proteja biodiversitatea și ecosistemul, se impune ca aproximativ 25 % din suprafața de stuf să nu fie recoltată (Hawke și Jose, 1996; Fig. 63).

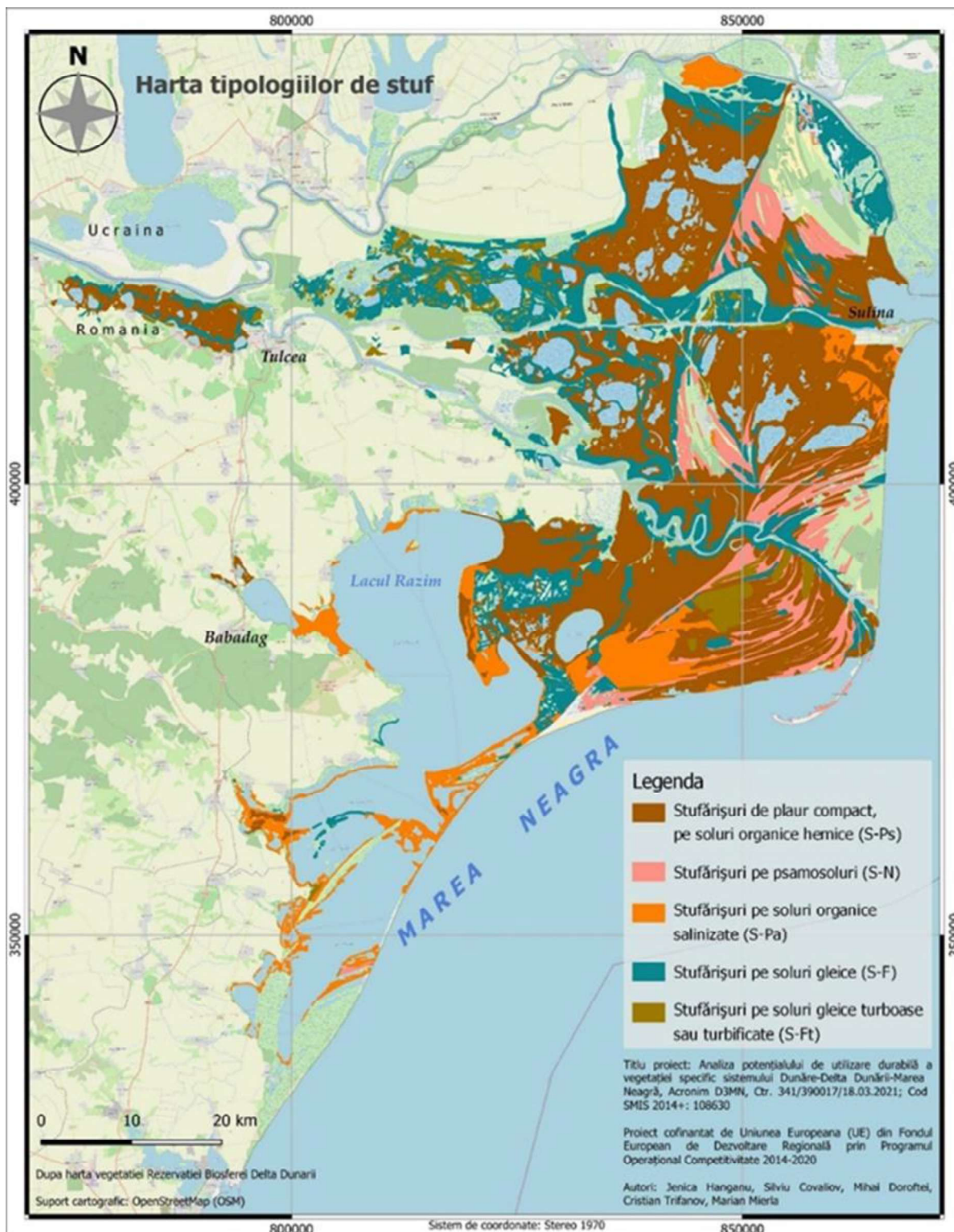


Figura 63. Harta tipologiilor de stuf

Perioada preferată pentru recoltarea stufului este iarna, atunci când solurile organice sunt înghețate. Teoretic, Delta Dunării ar putea genera aproape 500.000 t de stuf uscat anual, bazându-se pe o productivitate optimistă de 10 t de biomasă uscată la hectar (Fig. 64).

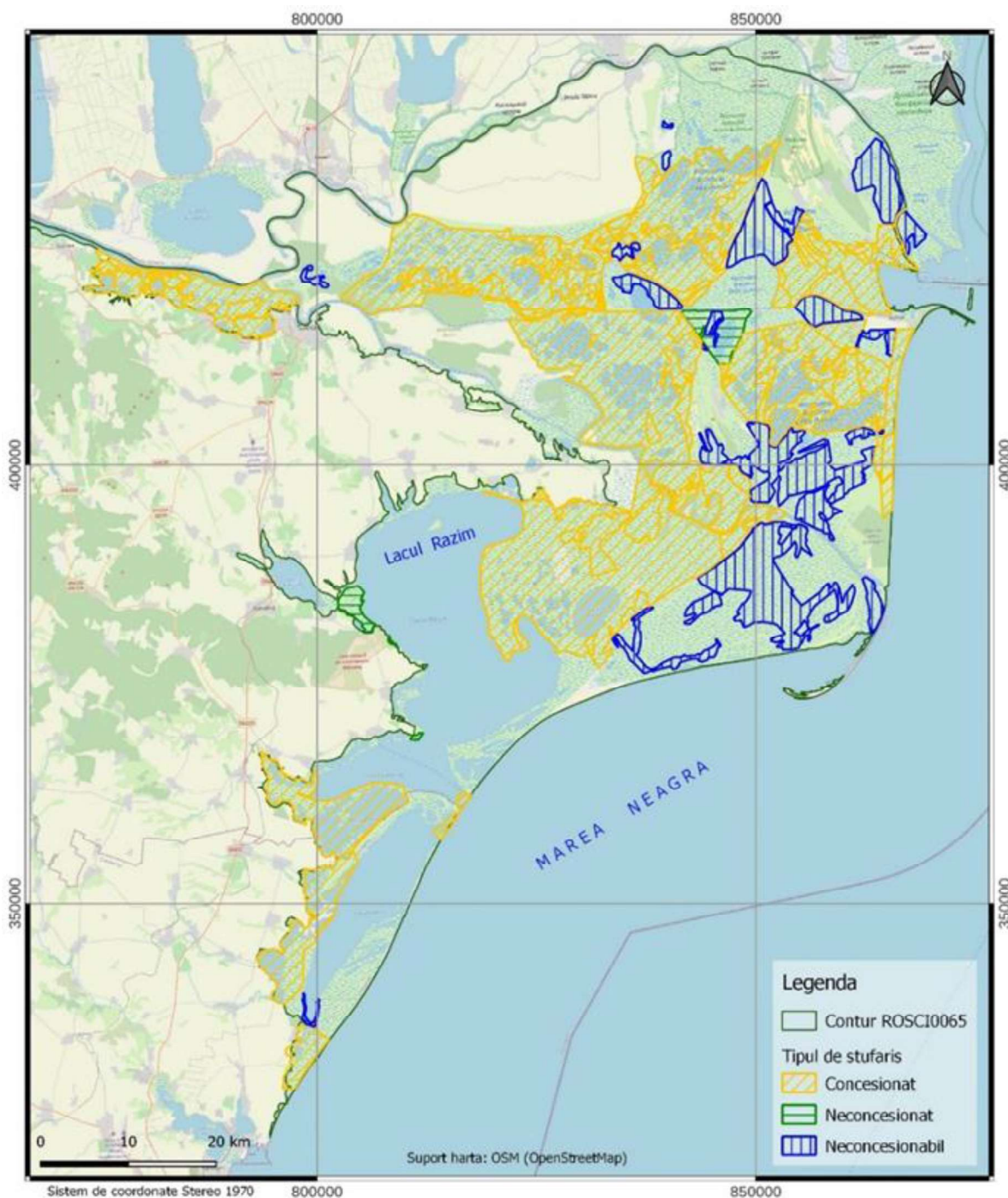


Figura 64. Situația actuală a zonelor stuficole d.p.d.v. al activității de recoltare

Cu toate acestea, în practică, recolta maximă în Delta Dunării a fost 220.000 t (Hanganu și colab., 2002), iar această cantitate a fost obținută în ciuda pierderilor menționate anterior (Fig. 65).

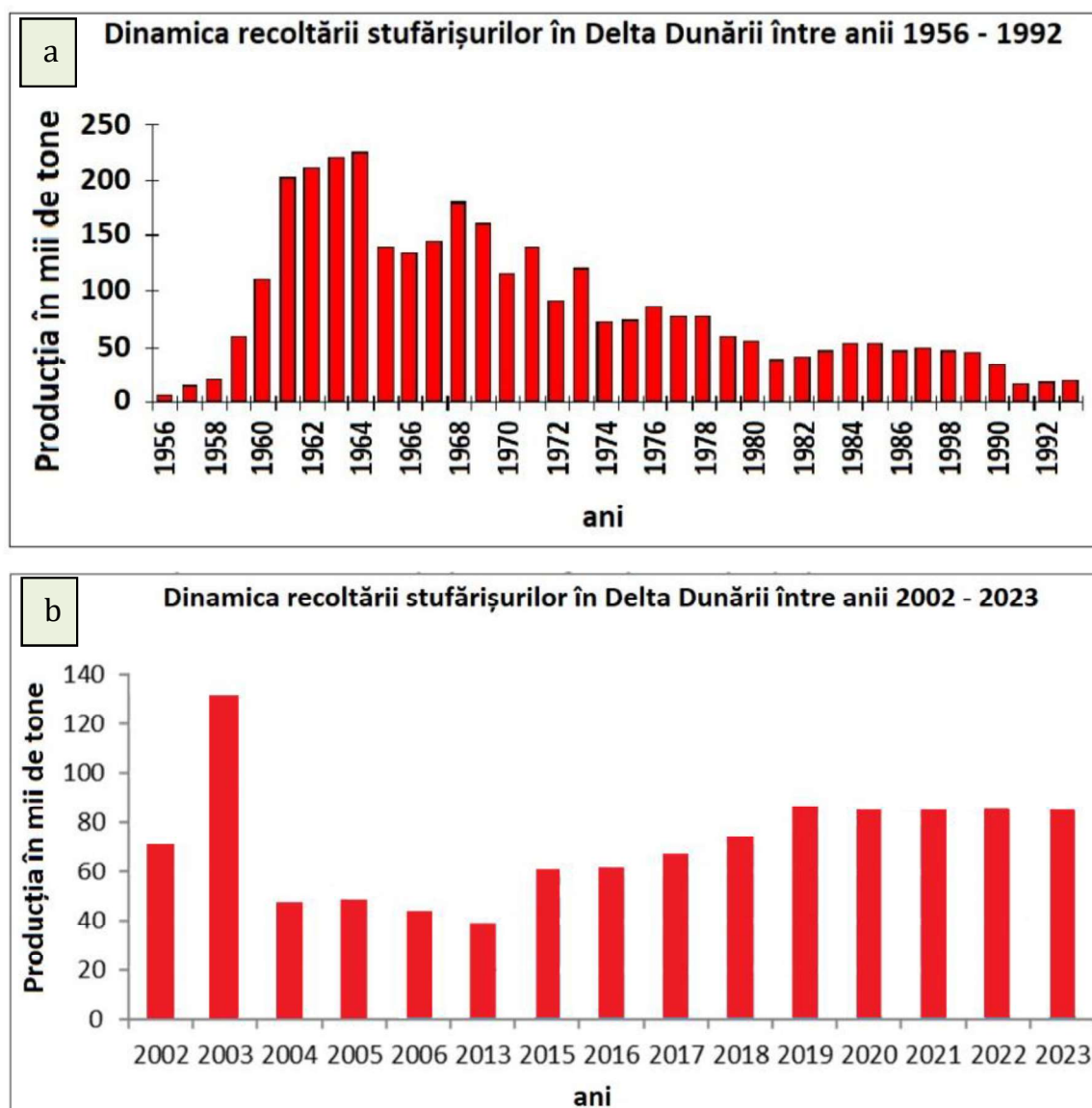


Figura 65. Estimarea potențialului recoltării stufului în Delta Dunării: (a) perioada 1956 – 1992; (b) perioada 2002 - 2023

Pretabilitatea unei anumite suprafețe de stuf pentru o anumită utilizare este determinată de mai mulți factori, inclusiv caracteristicile biometrice ale comunității vegetale, tipul de substrat și condițiile fizico-chimice ale solului. În acest context, în funcția și utilizarea specifică a stufărișurilor pot varia în funcție de condițiile de substrat, hidrologie și tipologie. Conform studiilor (Hanganu și colab., 2002), anumite suprafețe stuficole sunt potrivite pentru diverse scopuri (Hanganu și colab., 2023), cum ar fi: construirea de acoperișuri, producția de combustibil, celuloză sau plăci aglomerate, producția de furaje și pășunat.

Construirea de acoperișuri

În Europa, cea mai cunoscută utilizare a stufului este construcția de acoperișuri. Astfel, până la sfârșitul secolului al XVIII-lea, singurele materiale de construcție erau stuful și paiele (Iital și colab., 2012; Köbbing și colab., 2013). În prezent, producția internă de stuf a înregistrat o scădere în țările din Europa Centrală. În America de Nord, utilizarea stufului pentru construcția de acoperișuri era practică la scară largă (Meyerson și colab., 2009). Pentru realizarea unui acoperiș din stuf, este necesar utilizarea stufului recoltat iarna. În acest caz, se preferă utilizarea tulpinilor lungi, drepte, flexibile și cu un diametru cuprins între 3 mm și 12 mm (Hiss Reet, 2011; Köbbing și colab., 2013). În general, un acoperiș de 30 cm are nevoie de aproximativ 10-11 mănunchiuri / m² (Schaatke, 1992; Köbbing și colab., 2013; Haslam, 2021). Un acoperiș pentru case realizat din stuf rezistă între 50 ani și 100 ani (Iital și colab., 2012; Köbbing și colab., 2013). Utilizarea stufului pentru acoperișul caselor a fost înregistrată încă din ultima epocă glaciară de-a lungul coastelor Mării de Nord și Baltice (Schaatke, 1992), în 66 î.Hr. în Germania (Ostendorp, 1993) și 1400 d.Hr. în America de Nord (Saltonstall, 2002).

Utilizarea stufului în construcții nu s-a limitat doar la regiunea Deltei Dunării și zonele înconjurătoare. Acesta a fost aplicat pe scară largă în întreaga țară și chiar în străinătate, în special ca suport în lucrările de finisare ale clădirilor. Varietatea de stuf cel mai des utilizat în construcții este cel cu o înălțime mai mare de 2 m și un diametru mai mare de 10 mm. Un aspect notabil este că acoperișurile realizate din stuf pot rezista până la 80 de ani, o perioadă de timp mai lungă decât majoritatea altor materiale de acoperiș disponibile (Eastman, 1995; Fig. 66).



Figura 66. Acoperiș din stuf pentru construcții temporare

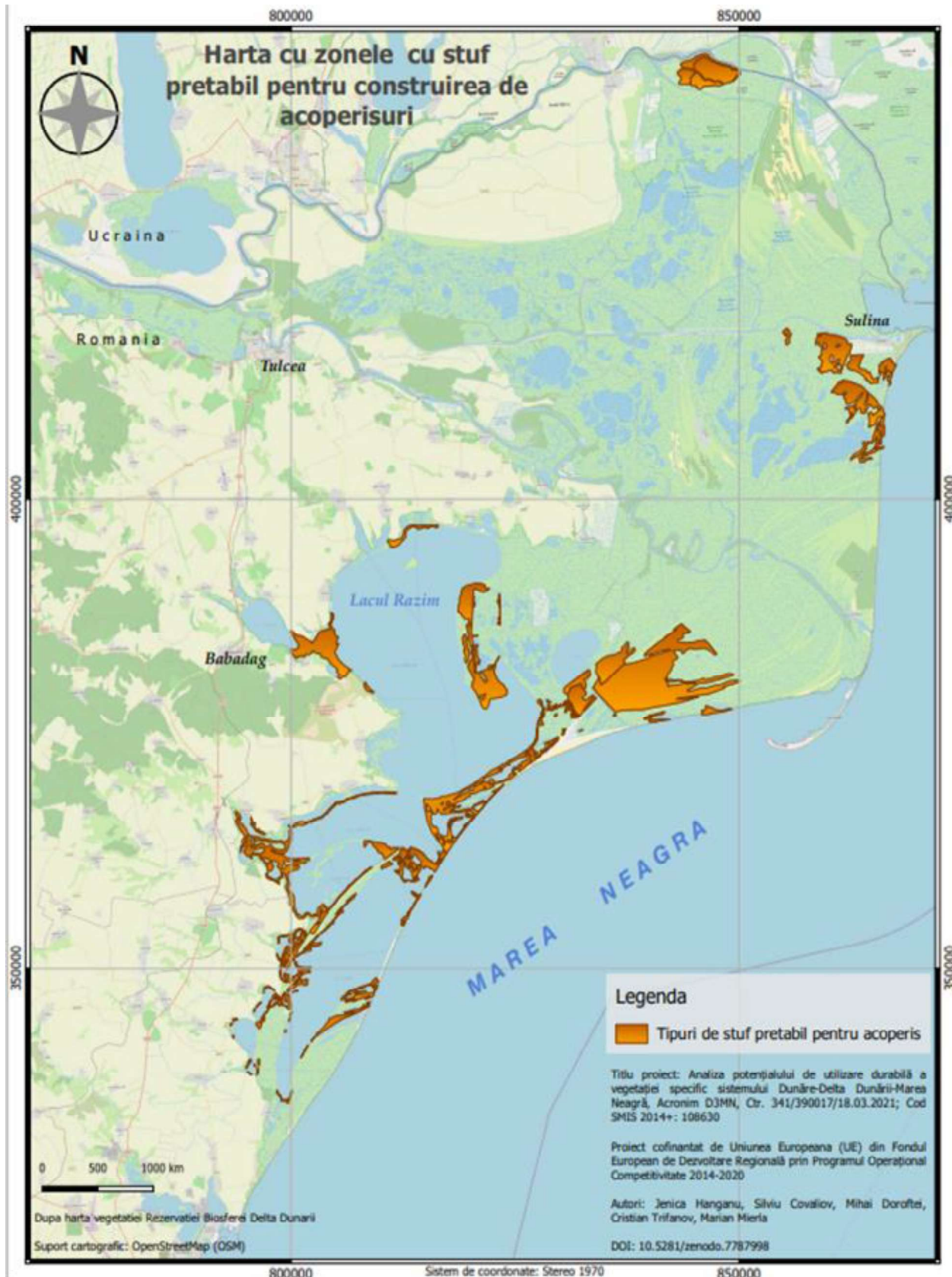


Figura 67. Harta cu zonele cu stuf pretabil pentru construirea de acoperișuri

Cu precădere, stufărișurile din zona maritimă, caracterizate de un conținut ridicat de siliciu, sunt considerate cele mai căutate pentru utilizare

în construcții temporare sau permanente (Fig. 66 - 68), datorită rezistenței sporite pe care o oferă. Stuful înalt, care predomină în special în zona fluvială a Deltei Dunării, poate fi folosit cu succes în construcția de acoperișuri.



Figura 68. Acoperiș construit în mod tradițional

Majoritatea afacerilor legate de stuf sunt gestionate de intermediari care acționează ca achizitori ai acestui material din diverse țări. Cu toate acestea, este posibil să se încheie contracte directe de producție de stuf cu anumite mici societăți specializate în construcția de acoperișuri din stuf, ceea ce ar putea duce la profituri mai mari. Vânzarea directă de stuf de către cei care îl recoltează către beneficiarul final este o practică obișnuită în Europa. Această abordare facilitează un control mai bun al calității pentru beneficiar și, în același timp, reprezintă o oportunitate pentru a dezvolta mici afaceri în industria recoltării de stuf.

Producția de combustibil, celuloză sau plăci aglomerate

Alte suprafețe de stuf sunt potrivite pentru recoltarea materialelor utilizate pentru producția de combustibil, celuloză sau plăci aglomerate. Stufărișurile pretabile utilizării pentru acest scop acoperă zonele cu vegetație mixtă de stuf și arbori pe soluri organice, vegetație de stuf pe plaur

compact, vegetație de stuf și arbori pe plaur compact, vegetație de stuf pe plaur deschis și vegetație de stuf și arbori pe plaur deschis. Aceste categorii de vegetație se dezvoltă pe substrat cu un conținut mai mare de materie organică.

Stuful este numit biocombustibil de „a doua generație”, deoarece acesta este produs de culturi nealimentare sau reziduri agricole (Köbbing și colab., 2013). În acest context, materia primă pentru producția de biocombustibil este glucoza, acesta putând fi obținută din celuloză de stuf (Tutt și Olt, 2011). Obținerea acesteia are loc după pretratament în vederea ruperii sigiliului de lignină și învelișul hemicelulozei (Tutt și Olt, 2011; Köbbing și colab., 2013). Conform unui studiu realizat de Szijártó și colab. (2009), stuful a înregistrat cel mai scăzut randament de glucoză, acesta fiind de aproximativ 47 %. În alte studii (Costa-Ferreira și colab., 2007; Szijártó și colab., 2009), cercetătorii au aplicat alte trei metode pentru a determina creșterea randamentului de glucoză: (i) pretratament de oxidare umedă; (ii) conversia enzimatică în glucoză; și (iii) conversia celulozei în etanol prin zaharificare și fermentare.

Folosirea stufului pentru producția de celuloză și hârtie a fost o sursă semnificativă de venituri și a creat locuri de muncă importante pentru comunitățile locale. Această practică a continuat până când fabricile de celuloză au făcut tranziția către utilizarea lemnului în procesul de producție a celulozei. Biomasa stufului reprezintă o sursă importantă de celuloză și hemiceluloză. Astfel, în funcție de factorii de mediu, conținutul de celuloză al stufului prezintă valori între 33 % și 59 % (Rodewald-Rudescu, 1958). Pentru pasta semichimică, erau îndepărtate doar frunzele, iar pentru fabricarea hârtiei erau utilizate toate părțile supraterane (Chivu, 1968a; Köbbing și colab., 2013). Datorită faptului că are o proporție mare de fibre scurte, stuful era favorizat pentru producția de hârtie (Chivu, 1968b). În general, hârtia de bună calitate are un conținut de stuf de până la 30 % (Chivu, 1968a; Hurter, 2001), iar hârtia folosită la împachetat are un conținut de stuf de până la 80 % (Haslam, 2021).

În perioada iernii era recoltată biomasa de stuf uscată. Ulterior, după recoltare stuful era tocat în baloturi pentru a-și reduce volumul. Pentru o tonă de pastă de hârtie, erau necesare aproximativ 3,3 - 3,5 t de stuf (Chivu, 1968b; Zhu și colab., 1998; Fig. 69).

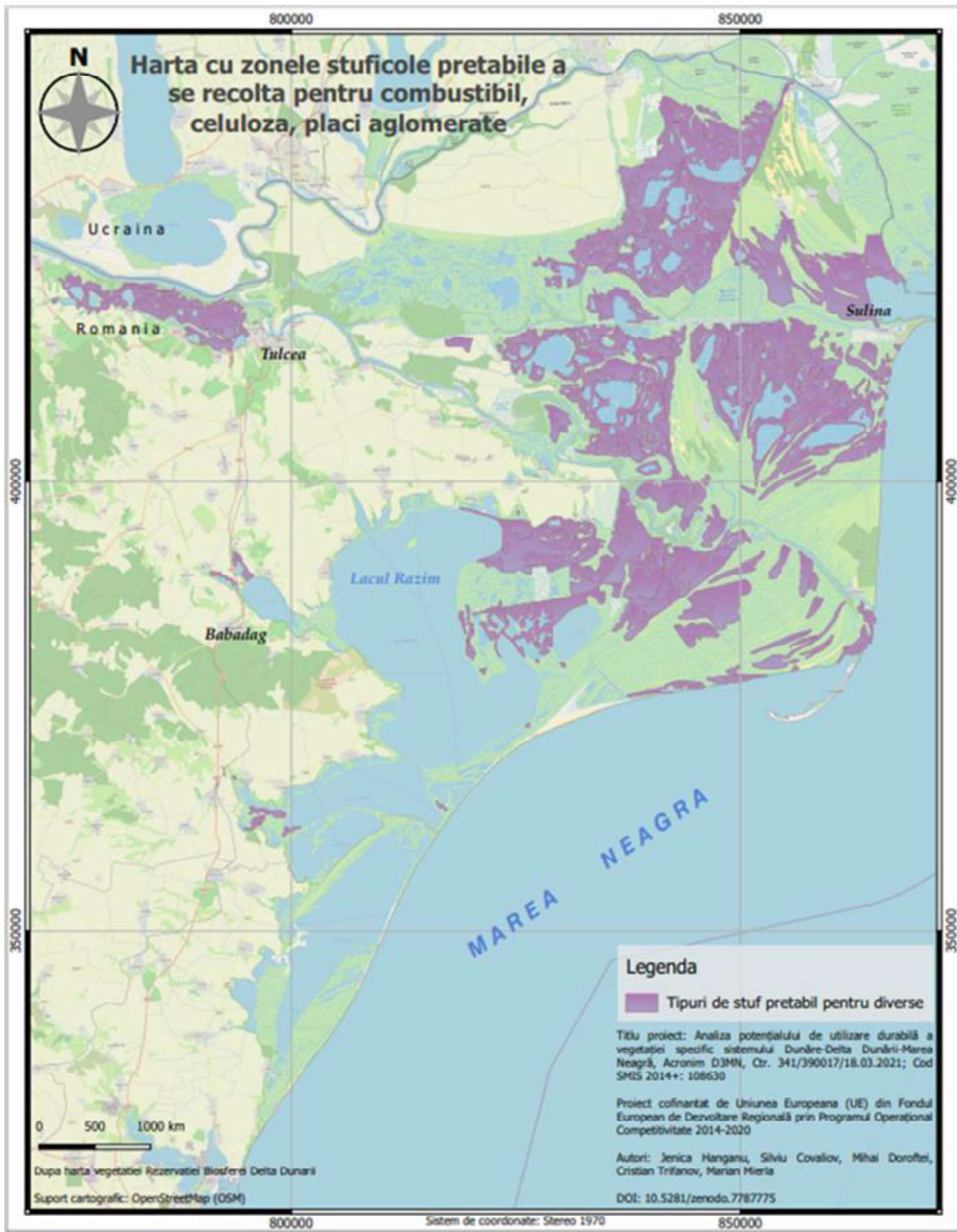


Figura 69. Harta cu zonele stuficole pretabile a se recolta pentru combustibili, celuloză, plăci aglomerate

În Egipt, precum și în unele țări din Asia de Sud-Vest (Turcia, Irak), Europa de Nord (Suedia), Europa de Sud (Italia) și sud-estul Europei Centrale (România) au funcționat fabrici de hârtie din stuf (Wayman, 1973; FAO,

1985; Savcor, 2006). În prezent, unele studii menționează existența fabricilor de hârtie în China și India (Wayman, 1973; FAO, 1985; Savcor, 2006; Köbbing și colab., 2013). În 2004, în China au fost utilizate între 2,5 și 2,7 milioane de tone de stuf pentru producerea de hârtie (Zhu și colab., 1998; Pöyry, 2006).

Din cauza lipsei aprovizionării cu stuf, a cerințelor economice și de mediu, în Europa nu se mai produce hârtie din stuf (Köbbing și colab., 2013). Delta Dunării a fost cea mai cunoscută sursă pentru industria producătoare de hârtie, cu o producție anuală de câteva mii de tone (Rodewald-Rudescu, 1958, 1974).

Din punct de vedere ecologic, această activitate are următoarele avantaje:

- recoltarea în cantități mari de stuf solicitat poate avea un impact semnificativ asupra zonelor din care este prelevat. Cu toate acestea, dacă este gestionată corespunzător, această practică poate avea beneficii atât pentru utilizatorii de stuf, cât și pentru mediul înconjurător;
- stufărișurile care nu pot fi utilizate în alte scopuri, pentru producția de celuloză și hârtie, reprezintă o opțiune optimală, mai ales atunci când se dorește îmbunătățirea condițiilor ecologice în zonele respective.

Producția de furaje

Există stufărișuri care sunt potrivite pentru recoltarea materialelor utilizate în hrana animalelor ambalat sub formă de baloți (Fig. 71 - 72). Pentru a fi potrivit pentru recoltare în vederea utilizării ca furaj pentru animale, stuful trebuie să fie ușor accesibil pentru cosit, motiv pentru care majoritatea suprafețelor adecvate pentru acest tip de folosință trebuie să se găsească pe soluri minerale cu o bună capacitate de suport pentru greutatea oamenilor și utilajelor de recoltare. Aceste suprafețe corespund vegetației de stuf monodominant pe soluri minerale, vegetației mixte de stuf pe soluri minerale și vegetației mixte de stuf și arbori pe soluri minerale.

Stuful are un conținut ridicat de azot, potasiu și mangan (Baran și colab., 2002) și poate fi utilizat ca furaj de către animale, acesta fiind ușor consumat de bivoli, capre, oi, măgari, cai și vaci, în stadiul timpuriu de creștere (Shaltout și colab., 2006; Köbbing și colab., 2013).



Figura 70. Harta zonelor cu stuf potențial furajer

Odată cu trecerea la stadiul de maturitate, stuful devine dur și neplăcut (Shaltout și colab., 2006). În acest caz, este necesar ca animalele să fie hrănite cu suplimente de proteine când vor consuma stuful (Hansen și colab., 1988; Baran și colab., 2002; Shaltout și colab., 2006). Unele stufărișuri

pot fi utilizate pentru pășunatul animalelor. Distribuția stufului cu potențial de pășunat prezintă aceleași caracteristici de substrat ca și cea din categoria prezentată anterior, cu mențiunea că aceste zone vor fi utilizate pentru pășunat (Fig. 70 - 72).



Figura 71. Ambalarea stufului în baloți



Figura 72. Altă formă de ambalare și transport a stufului

4.2 Diversificarea produselor de stuf și dezvoltarea modelelor de afaceri pentru inovații durabile

Diversificarea produselor de stuf și dezvoltarea modelelor de afaceri pentru inovații durabile reprezintă două aspecte esențiale în contextul actual, caracterizat de schimbările și variabilitățile climatice, presiunile asupra mediului și creșterea cererii pentru produse și servicii sustenabile. Această diversificare poate juca un rol determinant în dezvoltarea modelelor de afaceri durabile. Prin inovarea produselor de stuf, întreprinderile pot să-și diferențieze ofertele pe piață și să răspundă cererii crescânde pentru soluții sustenabile. Aceasta poate conduce la crearea de noi piețe și oportunități de afaceri. În același timp, dezvoltarea modelelor de afaceri pentru inovații durabile poate oferi un cadru strategic și operațional pentru integrarea eficientă a produselor de stuf în strategiile generale ale companiilor, contribuind la crearea unei economii mai sustenabile.

Colectarea stufului, papurii și altor plante însoțitoare reprezintă o tradiție străveche pentru locuitorii din Delta Dunării și zonele înconjurătoare. Această activitate a fost foarte importantă pentru economia casnică rurală și a avut multiple utilizări, inclusiv ca material de construcții, sursă de combustibil și hrană pentru animale. Recoltarea acestor plante a fost o practică durabilă, deoarece s-a bazat pe resurse locale care se regenerau natural. Această tradiție a fost transmisă de la o generație la alta și s-a adaptat în timp pentru a răspunde noilor nevoi și oportunități, inclusiv în contextul creșterii interesului pentru utilizarea stufului și a plantelor însoțitoare în scopuri comerciale și de conservare a mediului înconjurător.

4.2.1 Utilizările stufărișurilor

O carte album, excelent realizată de Andreșoiu B. (2008), despre Stuf și case tradiționale din Delta Dunării prezintă numeroase imagini despre utilizările stufărișurilor. De-a lungul timpului, stuful a fost utilizat în diverse scopuri etnobotanice (Haslam, 1969, 2021; Köbbing și colab., 2013) în numeroase țări, precum Africa de Sud (Tarr și colab., 2004), România - Delta Dunării (Rodewald-Rudescu, 1974), Arabia (Thesiger, 1964), America de Nord (Kiviat și Hamilton, 2001) etc. Alte utilizări ale speciei includ izolarea termică și fonică, construirea de garduri și corturi, acoperirea și protejarea cadavrelor în cimitire, cuiburi pentru păsări etc.

În general, stuful recoltat vara este utilizat ca plantă furajeră, iar stuful recoltat iarna este utilizat pentru construcții. Ulterior, stuful a fost utilizat pentru producția de hârtie și celuloză, tratarea apei reziduale, tratarea deșeurilor (Kiviat, 2013) și, apoi ca sursă de energie regenerabilă (Köbbing și colab., 2013). Odată cu creșterea populației umane și a dezvoltării economice a țării, cererea pentru petrol, cărbune și celuloză va crește (Köbbing și colab., 2013).

Unele dintre utilizările stufărișurilor include: energie, împletituri, material izolator, îngrășământ / compost, tratarea apelor uzate și a deșeurilor, habitat etc.

Energie

Stuful este o materie primă pentru bioenergie datorită creșterii rapide și gradului ridicat al producției de biomasă al acestuia (Granéli, 1984; Meyerson și colab., 2009; Kiviat, 2013). Astfel, pentru producerea de energie pot fi utilizate atât tulpinile, cât și frunzele (Wichmann și Wichmann, 2009; Köbbing și colab., 2013). Dacă această resursă va fi valorificată în acest scop, se va permite recoltarea tuturor tipurilor de stuf, nu doar a celor cu habitate dominate de stuf, ceea ce poate contribui la gestionarea mai eficientă a stufărișurilor și la evitarea suprapopulării sau degradării unor zone specifice. Din punct de vedere al energiei, stuful poate fi utilizat pentru încălzire, producție de biogaz și producție de biocombustibil (Shaltout și colab., 2006; Köbbing și colab., 2013).

Încălzirea poate fi generată prin incendierea stufului recoltat iarna, în care umiditatea are un conținut scăzut (Köbbing și colab., 2013). Acest lucru poate fi realizat fie în arzătoare simple, fie în centralele electrice cu gazeificare (Köbbing și colab., 2013). De obicei, stuful recoltat în perioada martie - aprilie are un conținut scăzut de umiditate (Paist și colab., 2003; Komulainen și colab., 2008). În Suedia, tulpinile de stuf recoltate sunt comprimate în baloți sau peleți, care ulterior sunt incendiați în cuptoare modificate (Granéli, 1984; Hansson și Fredriksson, 2004; Shaltout și colab., 2006). În acest caz, cercetătorii suedezi au implementat diverse metode de propagare, precum și informații despre cerințele de nutrienți și tehnologia de recoltare (Granéli, 1980; Shaltout și colab., 2006).

Dacă stuful ocupă mai mult spațiu în depozitare și transport determină o densitate scăzută a biomasei de stuf, comparativ cu alți combustibili energetici. În acest caz, incendierea directă privind utilizarea

acestui este cea mai potrivită metodă la scară locală (Iital și colab., 2012). Odată cu creșterea distanței de transport are loc și creșterea densității de energie (Köbbing și colab., 2013). Astfel, creșterea densității energetice și facilitarea transportului pot fi rezolvate prin intermediul tocării materialului în baloți, brichete sau peleți (White, 2009; Köbbing și colab., 2013), în care densitatea are valori cuprinse între 140 kg m^{-3} și 1.200 kg m^{-3} (Kronbergs și colab., 2006; Iital și colab., 2012). Peleții, brichetele și baloții de stuf au un conținut mediu de energie primară de aproximativ 14 MJ kg^{-1} (Iital și colab., 2012), valoarea fiind comparabilă cu puterea calorică a lemnului (Köbbing și colab., 2013). În acest context, prin amestecarea de până la 60 % din stuf cu aşchii de lemn pot fi obținute rezultate și mai bune (Barz, 2006).

A doua metodă privind generarea de energie din stuf este producția de biogaz, în cadrul căreia este nevoie de stuf verde recoltat în lunile mai-octombrie. Acesta are o concentrație ridicată de nutrienți, determinând astfel un potențial de biogaz mai ridicat pentru stuful recoltat vara (Köbbing și colab., 2013). De asemenea, din cauza conținutului mare de lignină (Hansson și Fredriksson, 2004), stuful recoltat la începutul verii sau toamna poate avea un potențial de biogaz mai scăzut (Kask, 2011; Köbbing și colab., 2013). Producerea de energie prin intermediul acestei metode implică digestia anaerobă a stufului realizată de bacterii. În acest caz, are loc generarea metanului ce poate fi folosit la producerea de căldură și electricitate (Köbbing și colab., 2013). Conform Komulainen și colab. (2008), producția de biogaz a unui kilogram de biomasă de stuf verde este de $0,4\text{--}0,5 \text{ m}^3$, iar a conținutului maxim de metan este cuprins între 55 % și 60 %. În ceea ce privește puterea sa calorică, aceasta este de aproximativ 6 MWh m^{-3} (Iital și colab., 2012). Obținerea de biogaz din stuf recoltat în perioada mai-octombrie nu este larg studiată, din cauza inaccesibilității zonelor umede în această perioadă, dar și a posibilelor conflicte cu conservarea naturii (Köbbing și colab., 2013).

Împletituri

Variația considerabilă a produselor care poate fi creată din împletituri de stuf oferă o gamă largă de oportunități de marketing. Aceste produse pot fi realizate în dimensiuni și forme adaptate nevoilor locale sau pot fi create ca suveniruri mici, cum ar fi covoare, accesorii de decorare interioară, jaluzele, panouri despărțitoare, garduri, rafturi sau ca umbrar pentru sere, care ar putea fi vândute cu succes în Delta Dunării, în special la punctele

turistice. De asemenea, produsele din stuf pot fi exportate, oferind o afacere mai rentabilă decât exportul materiei prime. De exemplu, stuful poate fi folosit pentru a crea garduri din stuf (Fig. 73) și plăci izolatoare, produse care sunt deja fabricate în anumite părți ale Europei.



Figura 73. Împletitură de gard din stuf

Cu o abordare atentă în ceea ce privește prețul și calitatea, există potențial pentru extinderea utilizării acestor produse în domeniul construcțiilor (Swearingen și Saltonstall, 2010).

Material izolator

Stuful a fost folosit ca material izolator în construcții în Europa de-a lungul secolelor. Tradițional, stuful era fixat în tavane și pereți folosind șipci sau sârme, apoi acoperit cu un strat de var, ciment sau lut. De asemenea, stuful era amestecat cu lut pentru a crea chirpici, care erau utilizați pentru construcția pereților exteriori. Acest material era o opțiune accesibilă și oferea o izolație termică eficientă. În prezent, există mașini specializate care presează stuful în paleți compacți, interconectați cu sfoară sau sârmă. Acești paleți sunt fabricați în diverse dimensiuni și pot fi utilizați pentru izolarea pereților și tavanelor. De obicei, paleții de stuf presat sunt acoperiți cu un strat de mortar pentru a obține un finisaj adecvat. Un avantaj major al acestui

tip de construcție este izolația termică și fonică eficientă pe care o oferă. Paleții de stuf presat pot fi confecționați în forme curbe sau unghiuri, ceea ce facilitează procesul de finisare a acestora (Köbbing și colab., 2013).

În cazul panourilor realizate din stuf, acestea sunt fixate pe perete și acoperite cu ciment ca armătură (Köbbing și colab., 2013; Fig. 74). În acest caz, se utilizează stuf de calitate mai scăzută comparativ cu stuful utilizat pentru acoperiș. Tulpinile utilizate sunt lungi, groase și uscate, apoi sunt curățate, comprimate și încrucișate cu sârmă (Stenman, 2008). De obicei, materialele necesare utilizate pentru realizarea unui m² de panou sunt (Rodewald-Rudescu, 1974) sârma (0,6 - 0,8 kg) și stuful (13 kg pentru panouri de 3 cm grosime sau 20 kg pentru panouri de 5 cm).



Figura 74. Panouri izolatoare din stuf

Pentru panourile granulate, se folosesc atât tulpini și frunze, cât și resturi din paie, care ulterior vor fi amestecate cu lipici sau argilă. Aceste panouri pot fi folosite pentru a construi pereți despărțitori (Sumalowitsch, 2011; Köbbing și colab., 2013; Reichel, 2013).

Îngrășământ / compost

Stuful poate îmbunătăți solul în agricultură (Thesiger, 1964; Köbbing și colab., 2013). Astfel, stuful recoltat vara conține nutrienți care pot fi utilizați ca îngrășământ (Hansson și Fredriksson, 2004): una dintre metode este tăierea stufului și împrăștierea directă pe câmp (Schuster, 1985); altă metodă constă în amestecarea stufului tocat cu deșeurile de grădină cu un conținut ridicat de azot (ELP și Ash, 2010); a treia metodă constă în fertilizarea terenului agricol de nămolul generat prin recoltarea stufului pentru producerea de biogaz (Iital și colab., 2012).

Tratarea apelor uzate și a deșeurilor

Zonele umede dominate de stuf sunt un filtru biologic, având capacitatea de a controla poluarea apei și de a trata apele uzate (Gersberg și colab., 1986; Burgoon și colab., 1997; Oliveira și colab., 1999; Németh și Lakner, 2002; Scholz și Xu, 2002; Shaltout și colab., 2006; Meyerson și colab., 2009). În acest caz, în afară de eliminarea nutrienților plantelor, rolul stufului în purificarea apei include și eliminarea metalelor grele, a poluanților organici și a microorganismelor patogene (Lakatos și colab., 1999; Németh și Lakner, 2002; Ali și colab., 2002, 2004; Shaltout și colab., 2006).

De altfel, stufărișul purifică apa după cum urmează: activitatea bacteriană este inițiată de tulpinile de stuf prin transportul de aer către rădăcini (Kronbergs și colab., 2006); fosforul este eliminat prin adsorbție chimică și transformare biologică (Sarafraz și colab., 2009), iar azotul este eliminat prin amonificare, nitrificare cuplată cu denitrificare, volatilizarea amoniacului etc. (Sarafraz și colab., 2009; Köbbing și colab., 2013); al doilea mod prin care apa este purificată constă în eliminarea nutrienților din zona umedă prin recoltarea biomasei supraterane. În acest caz se reduce poluarea secundară, însă are și influență negativă prin faptul că elimină tulpinile de stuf ce obțin nutrienți din rădăcini (Huhta, 2009). În America de Nord, stuful este utilizat pentru deshidratarea nămolului din stațiile de tratare a apelor reziduale și pentru a deshidrata materialul dragat (Burgoon și colab., 1997; Meyerson și colab., 2009).

Habitat

Un alt rol important al stufului este reprezentat de locurile de habitat pentru unele specii de păsări (Espinal, 2021), mamifere sau insecte. În acest

context, stuful oferă habitat pentru rațele adulte în timpul năpârlirii, când nu pot zbura (Swanson și Duebbert, 1989; Shaltout și colab., 2006), iar înălțimea și densitatea stufului oferă habitat de ascundere pentru căprioare (Shaltout și colab., 2006). Multe dintre păsările de apă folosesc frunze sau inflorescență de stuf pentru cuiburile lor (Espinal, 2021). De asemenea, stuful dens și rezistent poate fi un tampon între animalele din zonele umede și activitățile umane sau pășunatul bovinelor (Buchsbaum, 1991; Espinal, 2021). Date privind folosirea stufului ca habitat de către amfibieni și reptile sunt relativ puține (Espinal, 2021), însă putem confirma din observațiile din teren că în zona de ecoton au fost întâlnite multe specii.

4.2.2 Constrângeri socio-economice

Revitalizarea industriei de recoltare a stufului în Delta Dunării, în vederea aducerii unui aport economic semnificativ comunităților locale și îmbunătățirii habitatului stufărișurilor în beneficiul ecosistemului Deltei, se confruntă cu numeroase obstacole și provocări. În acest context, constrângerile socio-economice cu care se confruntă recoltatorii de stuf din Delta Dunării sunt rezultatul mai multor factori, inclusiv reducerea numărului de locuitori (scăderea forței de muncă, dar și a potențialilor utilizatori / clienți), diminuarea interesului pentru produsele din stuful tradițional, lipsa intermediarilor și dificultățile în obținerea capitalului necesar pentru echipamentele de recoltat. Dezvoltarea unei piețe mai robuste pentru produsele din stuful recoltat trebuie să fie o prioritate înainte ca recoltarea stufului să poată fi extinsă la o scară mai mare decât cea actuală. La momentul actual, stuful este utilizat în principal pentru produse cu valoare redusă (Hanganu, 2013).

Stuful verde este cu precădere utilizat pentru pășunat sau recoltat ca hrană pentru animale, deoarece conține mai mulți nutrienți și este mai ușor de digerat în comparație cu stuful uscat obținut în timpul recoltei de iarnă. Pe de altă parte, stuful uscat găsește aplicații în construcții și în diferite meșteșuguri, având un potențial valoros în producerea de materiale și produse tradiționale (Hansmann, 2008; Huhta, 2009). Dezvoltarea unor modalități creative de valorificare a stufului uscat și creșterea interesului pentru produsele din acest material ar putea contribui la diversificarea utilizării stufului și la susținerea comunităților locale din Delta Dunării.

Un studiu recent (Krozer și colab., 2020) subliniază că stuful a avut numeroase aplicații tradiționale în gospodărie, inclusiv pentru obiecte

ornamentale, împletituri, umplutură pentru saltele, perne și alte tapițerii. Cu toate acestea, utilizările tradiționale ale stufului au înregistrat o scădere din cauza concurenței din partea materialelor sintetice, care sunt de obicei mai accesibile din punct de vedere financiar. Vânzările actuale se concentrează, în principal, pe două categorii principale: biocombustibili și materiale pentru acoperișuri (Fig. 75).



Figura 75. Finisarea unui acoperiș de stuf

Pe de altă parte, stuful destinat acoperișurilor are un preț de aproximativ cinci ori mai mare decât stuful destinat brichetelor, datorită cererii specifice și proceselor de prelucrare și finisare necesare în cazul materialelor de acoperiș (Shaltout și colab., 2006). Stuful uscat este adesea folosit ca sursă ieftină de combustibil pentru focurile deschise, însă calitatea sa este considerată scăzută, iar eficiența sa în ardere este redusă (Iital și colab., 2012). El poate fi comprimat și transformat în brichete pentru utilizare în sobe și grătare, cu un preț de aproximativ 100 dolari / tonă, ceea ce îl face mai accesibil decât lemnul sau cărbunele, dar mai puțin eficient din punct de vedere energetic.

Această schimbare în tendința de utilizare a stufului reflectă adaptarea pieței la materialele sintetice mai ieftine, dar există oportunități de a promova și valoriza stuful în alte moduri, cum ar fi dezvoltarea de produse cu valoare adăugată pentru a menține tradiția și pentru a sprijini comunitățile locale.

Prețul pentru stuful utilizat în construcția de acoperișuri se situează în jurul sumei de 100-120 dolari / m², ceea ce corespunde aproximativ unei cantități de 40-50 kg de stuf folosit / m². Acest lucru înseamnă că prețul de achiziție al stufului în forma sa naturală, sub formă de maldăre, este de aproximativ 500 dolari / tonă. Cu toate acestea, doar jumătate din recolta totală de stuf obținută este considerată de calitate pentru a fi utilizată în construcția de acoperișuri, în timp ce cealaltă jumătate, după procesul de sortare, poate rămâne pe câmp sau poate fi destinată utilizării pentru combustibil sau furaj (Laizans, 2013). Cererea de stuf pentru construcția de acoperișuri este, de asemenea, limitată, iar vânzările totale pe piețele din Uniunea Europeană absorb în cel mai bun caz 11 milioane de maldăre de stuf, echivalentul a 55.000 t / an. Această cerere crește încet, întrucât acoperișurile din stuf natural sunt mai costisitoare în comparație cu alte opțiuni de acoperișuri disponibile pe piață.

4.2.3 Posibilități pentru inovații

Inovațiile durabile în domeniul stuficol contribuie la protejarea ecosistemelor din Delta Dunării și pot genera venituri prin produse care contribuie la reducerea poluării. Acest lucru arată că Delta Dunării poate deveni o economie valoroasă dacă se dezvoltă expertiză în promovarea inovațiilor în conformitate cu criteriile ecologice. Pentru a explora mai multe oportunități de generare de venituri în această regiune, se pot dezvolta criterii de evaluare mai riguroase pentru utilizarea zonelor naturale.

În prezent, majoritatea afacerilor cu stuf sunt gestionate de intermediari care cumpără produsul din diverse țări. Cu toate acestea, există posibilitatea de a încheia contracte directe de producție de stuf cu mici societăți specializate în construcția de acoperișuri din stuf. Aceasta poate duce la profituri mai mari pentru producători. Vânzarea directă de stuf recoltat de către producători către beneficiarii finali este o practică obișnuită în Europa. Aceasta facilitează controlul calității pentru beneficiari și, în același timp, oferă oportunități pentru dezvoltarea de afaceri mici în domeniul recoltării de stuf. Astfel, există potențial pentru creșterea valorii adăugate și a controlului în lanțul de aprovizionare al produselor din stuful natural.

Într-un studiu recent (Krozer și colab., 2020), au fost analizate câteva posibilități inovatoare pentru utilizarea stufului, inspirate de experimentele cu tulpini de stuf. Aceste posibilități includ utilizarea stufului pentru izolarea

pereților, producția de panouri de mobilier și utilizarea paniculelor de stuf pentru materialele de umplură în tapițerie. Există piețe ample pentru aceste produse, care ar putea absorbi întreaga recoltă de stuf disponibil. Cu toate acestea, pentru a concura cu materialele și produsele sintetice, este necesară dezvoltarea unor proiecte bine gândite și a tehnologiilor de producție adecvate.

În Uniunea Europeană, materialele de izolație sunt utilizate în cantități semnificative, cu un volum de aproximativ 235 de milioane m³, având o valoare totală care depășește 14 miliarde de dolari SUA anual. Utilizarea acestor materiale este probabil să crească, în special datorită politicilor privind clădirile eficiente din punct de vedere energetic promovate de UE. Cu toate acestea, piața actuală este dominată de materiale sintetice, precum poliuretanii, polistirenul, vată minerală și alte substanțe chimice. Materialele bazate pe componente bio sunt utilizate rar, în principal din cauza percepției că sunt mai costisitoare și mai puțin performante. Cu investiții în cercetare și dezvoltare, precum și promovarea materialelor de izolație pe bază de bio, poate exista oportunitatea de a crește utilizarea stufului și a altor materiale naturale în industria de izolații, cu beneficii atât pentru mediul înconjurător, cât și pentru economia locală.

Cu toate acestea, utilizarea tulpinilor de stuf ca izolație exterioară pentru clădiri poate oferi o eficiență similară cu materialele tradiționale, cum ar fi vata minerală și polistirenul, atunci când sunt tratate pentru a asigura durabilitate și rezistență la foc. Proiectele care utilizează tulpinile de stuf pentru izolația pereților prezintă un nivel înalt de izolație termică și evită pericolele asociate cu substanțele chimice utilizate în producție și în utilizarea ulterioară. De exemplu, fumul rezultat din arderea substanțelor chimice în timpul incendiilor reprezintă una dintre principalele cauze de deces și răniri.

În ceea ce privește panourile de mobilier, piața din Uniunea Europeană valorează aproape 28 de miliarde de dolari SUA. Majoritatea acestor panouri de mobilier sunt plăci aglomerate fabricate din resturi de lemn comprimate și lipite. Totuși, panourile din stuf natural prezintă avantaje estetice și pot fi la fel de durabile, dacă sunt proiectate corespunzător. Conținutul de lignină din stuf natural este similar cu cel al lemnului, iar lignina conferă fibrelor rezistență. Astfel, stuful poate fi o alternativă ecologică și estetică pentru producția de mobilier. De asemenea, paniculele de stuf pot fi utilizate pentru umplutura saltelelor, pernelor,

scaunelor și altor tapițerii. Aceasta reprezintă o piață suplimentară valorând aproximativ 2 miliarde de dolari în Europa. În prezent, materialele sintetice domină această piață, dar utilizarea paniculelor de stuf natural ar putea oferi o alternativă mai sustenabilă și ecologică.

Aceste oportunități merită cu siguranță eforturile de dezvoltare, deoarece pot genera venituri semnificative și să îndeplinească cerințele pentru produse de înaltă calitate din punct de vedere funcțional și etic, cu condiția să fie bine concepute și produse în serie. Este posibil să se obțină venituri de aproape 500 de milioane de dolari / an din astfel de produse din stuf natural, chiar și dacă doar 1 % din piețele din Europa sunt acoperite de aceste produse. În plus, implicarea celor interesați (inclusiv femei și adolescenți cu drept legal de muncă), în aceste meșteșuguri, pot contribui la promovarea economiilor incluzive și la îmbunătățirea statutului acestora în comunități.

Un alt aspect important este că recoltarea durabilă a stufului contribuie la stocarea aproximativ 0,6 milioane de tone de carbon / an, ceea ce echivalează cu peste 2 milioane de tone de CO₂ captate din atmosferă. Acest lucru contribuie la reducerea nitrificării și îmbogățește biodiversitatea în zonele umede, având un impact semnificativ asupra sănătății ecosistemului și asupra reducerii efectelor schimbărilor climatice. Astfel, dezvoltarea industriei stufului poate avea beneficii semnificative nu doar din punct de vedere economic, ci și din perspectiva durabilității și a conservării mediului înconjurător.

Evaluarea unui model de afacere cu stuful pentru izolație, utilizând metodologia Canvas (Krozer și colab., 2020), poate oferi o imagine clară a viabilității acestui tip de afacere. Luând în considerare un scenariu în care se recoltează inițial 1.000 ha de stuf într-un mod durabil, cu vânzări de 2000 tone de plante uscate destinate izolației pentru pereți și combustibili, rezultatele arată că venitul anual poate acoperi toate costurile dacă calitățile funcționale ale izolației pentru pereți sunt îndeplinite.

Stimularea vânzărilor poate fi realizată prin combinarea diverselor elemente de afacere pentru a crea o propunere unică de valoare pentru clienți. Astfel, sinergiile în ceea ce privește calitățile funcționale ale produselor pot fi relevante. De exemplu, izolarea energetică, fonică și protecția împotriva incendiilor pot fi oferite prin utilizarea pereților de izolație din stuful tubular ignifug. Un alt aspect este guvernarea zonelor naturale. Aceasta trebuie să asigure atât livrarea calităților etice legate de

biodiversitate și mediu, cât și să promoveze practicile de recoltare durabilă. Acest lucru poate contribui la menținerea unui echilibru între beneficiile economice ale afacerii cu stuf și conservarea mediului înconjurător. În ansamblu, evaluarea unui model de afacere cu stuf pentru izolație cu ajutorul metodologiei Canvas arată că acest tip de afacere poate fi fezabilă și rentabilă dacă sunt luate în considerare aspecte precum calitățile funcționale ale produselor și gestionarea sustenabilă a resurselor naturale.

Depozitarea de CO₂ poate genera venituri semnificative atunci când sunt permise compensațiile pentru reducerea emisiilor. De exemplu, dacă prețul unei tone de CO₂ este de 70 dolari, conform recomandărilor Fondului Monetar Internațional, atunci produsele durabile pe bază de stuf pot genera venituri suplimentare de aproximativ 1100 dolari / hectar. Acest lucru ar putea stimula și mai mult interesul pentru conservarea ecosistemelor stuficole. Conservarea acestor ecosisteme poate fi recompensată și prin politici privind tratarea apelor uzate, întrucât stuful are capacitatea de a filtra și purifica apa.

În plus, biodiversitatea din aceste zone poate stimula turismul, activitățile de agrement și educația, generând recompense din partea politicilor guvernamentale și a consumatorilor. Promovarea vânzărilor durabile ale produselor pe bază de stuf poate fi realizată prin combinarea acestora cu premii pentru cumpărători. De exemplu, cumpărătorii pot primi beneficii suplimentare, cum ar fi vizite în Delta Dunării, participarea la ateliere de meșteșuguri sau festivaluri locale. Aceste valori etice și de calitate pot fi legate de concepte precum arhitectura bazată pe materiale din resursa naturală locală, fiindcă produsele pe bază de stuf, cum ar fi pereții izolatori, mobilierul și tapițeria, contribuie la economia locală și pot fi reciclabile, contribuind astfel la reducerea deșeurilor și la conservarea resurselor naturale.

CAPITOLUL 5

CONSERVAREA ECOSISTEMELOR STUFICOLE PENTRU ATENUAREA EMISIILOR GAZELOR CU EFECT DE SERĂ

5.1 Analiză convergenței între politica agricolă și cea climatică privind utilizarea turbăriilor

Turbăriile au fost drenate în scopuri agricole, silvicultură și alte scopuri (Hanganu și Covaliov, 2019). Pe lângă emisiile de gaze cu efect de seră, drenajul turbăriilor are un impact semnificativ asupra mediului, inclusiv scurgeri semnificative de nitrați în apele din jur (Tiemeyer și Kahle, 2014), reducerea stocării apelor subterane, modificarea termică a peisajului, creșterea riscului de inundații și pierderea biodiversității zonelor umede (Joosten și colab., 2015; Tanneberger și colab., 2020).

Turbăriile sunt cel mai eficient ecosistem terestru în ceea ce privește stocarea carbonului (Buschmann și colab., 2020; Tanneberger și colab., 2020). Aceste ecosisteme reprezintă aproximativ 3 % din suprafața terestră și acționează ca un important rezervor de carbon, păstrând aproximativ 30 % din totalul carbonului depozitat pe uscat (Joosten și colab., 2016). În contextul Uniunii Europene, turbăriile acoperă aproximativ 7,7 % din suprafața terenului (Buschmann și colab., 2020). În anumite state membre ale Uniunii Europene, emisiile de gaze cu efect de seră (GES) provenite din turbăriile drenate reprezintă chiar mai mult de o cincime din totalul emisiilor (UNFCCC, 2016; Buschmann și colab., 2020).

Atunci când turbăriile sunt drenate pentru a fi folosite în agricultură, ele trec de la a fi un rezervor de carbon la a deveni o sursă de gaze cu efect de seră (GES; Buschmann și colab., 2020).

Chiar dacă solurile de turbă au un potențial ridicat de atenuare în unele state ale Uniunii Europene, emisiile din solurile de turbă nu au fost incluse în angajamentele Cadrului Climatic al U.E. din 2018, acestea au fost în lista obiectivelor abia după anul 2020 (Buschmann și colab., 2020). S-a arătat că potențialul de gaze cu efect de seră al solurilor de turbă depinde de diverși factori, inclusiv de climă (Buschmann și colab., 2020).

Implementarea măsurilor de atenuare pentru turbării aduce adesea schimbări semnificative în utilizarea terenurilor, cu implicații socio-economice deosebit de importante (Schaller și colab., 2011; EC, 2021). Această implementare depinde de prezența unor condiții socio-economice și

ecologice specifice în regiune și de consimțământul diferiților actori (Rawlins și Morris, 2010). Cu toate acestea, este important de menționat că există un număr limitat de studii care au investigat condițiile ecologice și socio-economice ale zonelor de turbă (Buschmann și colab., 2020).

5.2 Utilizarea paludiculturii pentru reducerea emisiilor de gaze cu efect de seră

Utilizarea sustenabilă a turbăriilor umede este cunoscută sub denumirea de „paludicultură” (Tanneberger și colab., 2020). Această abordare implică menținerea funcției productive a terenului și, în același timp, conservarea depozitelor de turbă (Wichtmann și colab., 2016; Tanneberger și colab., 2020).

Paludicultura reprezintă un instrument eficient pentru a combina eforturile de protecție climatică cu utilizarea responsabilă a turbăriilor (Cris și colab., 2014; Wichtmann și colab., 2016; Gaudig și colab., 2017). Paludicultura poate reprezenta o soluție promițătoare pentru reducerea emisiilor de gaze cu efect de seră, în același timp menținând terenurile disponibile pentru utilizarea agricolă. Cu toate acestea, trebuie să menționăm că există o lipsă de experiență în această privință, ceea ce aduce incertitudini cu privire la posibilitatea implementării pe scară largă a acestei practici (Tanneberger și colab., 2020). Aceasta a fost aprobată ca o opțiune de atenuare a gazelor cu efect de seră (GES) și o acțiune de conservare a turbelor, cu factori de emisie similari cu cei ai refacerii tradiționale a zonelor umede (Wilson și colab., 2016; Hanganu și Covaliov, 2019; Buschmann și colab., 2020).

Schimbarea utilizării terenurilor la o scară extinsă poate genera conflicte referitoare la modul de folosire a acestora. Concentrarea pe potențialul de reducere a efectelor schimbărilor climatice poate avea consecințe semnificative asupra aspectului peisajului (Tanneberger și colab., 2020). De exemplu, în Germania, promovarea energiei regenerabile a dus la o creștere semnificativă a culturii de porumb (Rühs și colab., 2016). Această creștere a avut consecințe negative, inclusiv emisii extrem de mari de CO₂ din solurile de turbă drenate pentru cultivarea porumbului (Couwenberg, 2007) și impacturi adverse asupra biodiversității (Tanneberger și colab., 2020).

Specia dominantă care contribuie la formarea depozitelor de turbă în Delta Dunării este stuful (*Phragmites australis*). Biomasa subterană a vegetației de mlaștină a avut un rol semnificativ în dezvoltarea depozitelor

de turbă din Delta Dunării pe parcursul perioadei Holocenului. Aceste depozite de turbă, rezultate din acumularea de materiale organice în timp, acoperă o suprafață de 174.900 ha în Delta Dunării. În general, vârstele bazale ale stratului de turbă din această zonă variază între 5,2 mii de ani în urmă și 4 mii de ani în urmă (Vespremeanu-Stroe și colab., 2017). Adâncimea stratului de turbă este de obicei situată între 5 m și 6,5 m sub suprafața solului. S-a descoperit că în partea fluvială a deltei există straturi de turbă mai vechi de 5,97 mii de ani (Giosan și colab., 2013). Începând din anul 1964, mai mult de 100.000 ha din partea românească a Deltei Dunării au fost îndiguite și drenate pentru a crea poldere agricole și silvicultură. Acest proces a condus la mineralizarea majorității depozitelor de turbă din zonele drenate, iar ecosistemele originale au fost în mare măsură modificate.

Comparativ cu alte tipuri de soluri, solurile organice conțin în medie aproximativ de șapte ori mai mult carbon / hectar, iar în zonele tropicale, acest conținut poate ajunge chiar la 10 ori mai mare decât în ecosistemele cu sol mineral (Parish și colab., 2008). Solurile organice se formează în condiții de inundare permanentă, ceea ce împiedică descompunerea completă a biomasei moarte și duce la acumularea de materie organică bogată în carbon. Atunci când solul nu mai este saturat cu apă, această materie organică este descompusă rapid, ducând la emisii semnificative de gaze cu efect de seră (Barthelmes, 2018). Procesul de drenare a solurilor organice, care are loc și în România, este unul dintre factorii care contribuie la eliberarea acestor emisii. Până în prezent, România nu a raportat suprafețele de turbării drenate în lungul fluviului Dunărea și în Delta Dunării (Florea și colab., 1963-1993; NIS România, 2017). Pentru a atinge obiectivul principal al Acordului de la Paris, care vizează obținerea de emisii nete zero până în 2050, este necesară oprirea completă a drenării turbăriilor pe termen lung. Acest lucru ar contribui la reducerea emisiilor de gaze cu efect de seră și la conservarea solurilor organice.

Reinundarea zonelor umede care au fost anterior drenate, fie pentru a le reda mediului natural, fie pentru a le utiliza în paludicultură, reprezintă o metodă eficientă de a restabili funcționalitatea acestor zone umede. Această acțiune ajută la captarea carbonului atmosferic în solurile umede anaerobe, funcționând ca un depozit natural de carbon. Din anul 1993, peste 51.000 ha (reprezentând 48 % din suprafața totală a polderelor construite în Delta Dunării) au fost restaurate, iar altele sunt propuse pentru refacerea ecologică. Cu toate acestea, în prezent, continuă să existe activități de drenare

a terenurilor pentru a le transforma în poldere agricole, cu o suprafață de aproximativ 8.820 ha desecate între 2015 și 2018 (Hanganu și colab., 2018).

În ceea ce privește paludicultura, se referă doar la stufărișurile care sunt cultivate sau plantate pentru a atinge scopuri de producție ce ar trebui gestionate în mod distinct față de stufărișurile naturale, care sunt clasificate ca habitate protejate (Länder-Arbeitskreis Moorschutz și BfN, 2017). Paludicultura nu are legătură cu stufărișurile naturale. În cazurile în care zonele tradiționale pentru recoltarea stufului au fost desemnate ca parcuri naționale și recoltatorii de stuf nu mai au permisiunea de a recolta stuful, înființarea de noi culturi de stuf poate reprezenta o alternativă viabilă (Wichmann și Köbbing, 2015; Tanneberger și colab., 2020), numită paludicultură.

Paludicultura (*paludosus* lb. latină – mlăștinos, mocirlos) sau cultura pe teren inundabil agricol reprezintă o alternativă eficientă pentru refacerea turbăriilor din zonele transformate în poldere agricole sau piscicole, având capacitatea de a contribui la reducerea emisiilor de gaze cu efect de seră prin refacerea depozitelor de materie organică (Wichtmann și colab., 2016). Biomasa provenită din stuful plantat și crescut în aceste zone umede poate fi prelucrată pentru a produce materiale de izolație și construcție, medii de creștere, produse de bio-rafinare, precum și furaje și combustibili. De exemplu, un fermier din Delta Dunării, care renunță la cultura tradițională și face o reconversie a terenului agricol în teren plantat cu stuf se numește că realizează o paludicultură și ar putea primi subvenții pentru cultura stuficolă la fel ca un fermier care cultivă un teren fără soluri hidromorfe. Recoltarea stufărișurilor naturale nu poate fi considerată ca paludicultură deoarece acestea își continuă rolul de sechestrare a carbonului în mod natural. În Europa, se observă dezvoltarea de produse inovatoare, inclusiv produse medicale și alimentare, bazate pe stuful crescut în aceste ecosisteme. Cu toate acestea, pentru a implementa pe scară largă astfel de practici, este necesară adoptarea unor politici agricole care să ofere stimulente clare și favorabile pentru astfel de activități.

5.3 Perspectivele pentru stimulentele utilizării turbăriilor cu emisii reduse

În cadrul Politicii Agricole Comune (PAC; primul și al doilea pilon), există sprijin financiar pentru utilizarea terenurilor turboase pentru drenaj. Acest lucru înseamnă că fondurile publice susțin utilizarea acestor terenuri,

care generează costuri sociale ridicate și contravin obiectivelor europene și naționale privind reducerea schimbărilor climatice, protecția apei (Directiva-cadru privind apa) și conservarea biodiversității (Kölsch și colab., 2016; Hanganu și Covaliov, 2019).

În contextul evoluției politicii agricole și a necesității de a aborda problemele legate de exploatarea terenurilor turboase prin drenaj, inclusiv aspectele legate de finanțarea din cadrul Politicii Agricole Comune (PAC), precum plățile directe, programele de mediu și climă, se impune o reevaluare a direcției și a priorităților. Această schimbare de perspectivă este necesară pentru a asigura o mai bună coerență între politica agricolă și obiectivele climatice și pentru a sublinia importanța unei conformități cu dreptul internațional.

De asemenea, aceasta reflectă o conștientizare ridicată a impactului negativ a drenajului asupra mediului și a necesității de a adapta practicile agricole la noile cerințe de protecție a climei și a biodiversității. În acest context, este important să se exploreze modalitățile prin care politica agricolă poate contribui la atingerea obiectivelor climatice și la conservarea resurselor naturale și totodată să se identifice oportunitățile de promovare a unei abordări durabile în cadrul acestui domeniu complex și interconectat. Această schimbare de paradigme în politica agricolă poate avea un rol semnificativ în abordarea provocărilor actuale legate de mediul înconjurător și asigurarea unei sustenabilități a agriculturii în viitor (Wichmann, 2018; Hanganu și Covaliov, 2019).

Una dintre inițiativele esențiale în cadrul reformei politicii agricole este de a face paludicultura, inclusiv culturile adaptate la medii umede, eligibile pentru plățile din primul și al doilea pilon al Politicii Agricole Comune (PAC). Această măsură are ca scop încurajarea și susținerea practicilor durabile de gestionare a terenurilor turboase. Prin susținerea paludiculturii, se pot reduce emisiile de carbon din terenurile turboase, deoarece aceste practici pot menține nivelul apei în sol și pot împiedica oxidarea carbonului organic stocat în turbă. Astfel, se contribuie la eforturile de combatere a schimbărilor climatice. Terenurile turboase sunt adesea habitat pentru specii de plante și animale unice. Susținerea paludiculturii poate ajuta la conservarea acestei biodiversități prin menținerea și restaurarea habitatelor naturale. Mai mult, paludicultura poate contribui la utilizarea durabilă a resurselor naturale, precum stocurile de apă și solurile fertile. Acest lucru poate duce la o gestionare mai eficientă a terenurilor și la

o producție agricolă mai sustenabilă (Wichmann, 2018; Hanganu și Covaliov, 2019).

O strategie importantă în contextul reformei politicii agricole este implementarea unui sistem de remunerare pentru serviciile ecosistemice furnizate de terenurile agricole. Aceasta implică oferirea de stimulente financiare pentru agricultorii care contribuie la reducerea emisiilor de gaze cu efect de seră și la furnizarea altor servicii ecosistemice, cum ar fi reținerea nutrienților. Prin acordarea de plăți pentru reducerea emisiilor de gaze cu efect de seră, se încurajează practicile agricole care contribuie la combaterea schimbărilor climatice. Acest lucru poate include adoptarea de tehnologii mai eficiente din punct de vedere energetic, reducerea utilizării de inputuri cu emisii mari de carbon și implementarea de practici agricole durabile. Terenurile agricole pot avea un rol semnificativ în reținerea nutrienților și prevenirea poluării apei. Prin promovarea practicilor agricole care contribuie la acest scop, se poate proteja calitatea apei și se pot reduce cheltuielile pentru tratarea apei (Wichmann, 2018; Hanganu și Covaliov, 2019).

Un aspect important al reformei politicii agricole este dezvoltarea și implementarea programelor pe termen lung, cu o durată de 15-20 de ani sau chiar mai mult. Aceste programe au ca obiectiv asigurarea unei planificări stabile și durabile pentru agricultură și mediul înconjurător, precum și continuarea efectelor pozitive asupra mediului și climei pe termen lung. Programele pe termen lung oferă stabilitate agricultorilor și comunităților rurale, permițându-le să planifice investiții și acțiuni pe o perioadă mai lungă. Acest lucru contribuie la creșterea predictibilității politicilor agricole. Multe obiective legate de mediu, biodiversitate și schimbările climatice necesită acțiuni pe termen lung pentru a avea un impact semnificativ. Programele pe termen lung pot asigura că strategiile și măsurile implementate sunt susținute pe o perioadă extinsă pentru a atinge aceste obiective. Prin dezvoltarea acestora, se creează o platformă pentru monitorizarea și evaluarea continuă a progresului către obiectivele stabilite. Aceasta permite ajustarea și îmbunătățirea constantă a politicilor și măsurilor (Wichmann, 2018; Hanganu și Covaliov, 2019).

Un element important al reformei politicii agricole este utilizarea și îmbunătățirea instrumentelor deja existente, cum ar fi Fondul European Agricol pentru Dezvoltare Rurală (FEADR) și Fondul European de Dezvoltare Regională (FEDER), pentru a furniza stimulente pentru toate etapele de

implementare a practicilor agricole durabile. Agricultorii pot primi sprijin financiar pentru pregătirea terenului în vederea adoptării sau extinderii practicilor agricole sustenabile. Acest lucru poate include lucrări de amenajare a terenului, construcția de canale pentru gestionarea apei și alte măsuri necesare. O parte importantă a practicilor agricole durabile în terenurile umede este gestionarea nivelului apei.

Agricultorii pot beneficia de finanțare pentru construcția și întreținerea sistemelor de gestionare a apei, cum ar fi canalele și bazinele de acumulare. Utilizarea echipamentelor agricole specializate pentru lucrul în terenurile umede poate fi costisitoare. Agricultorii pot primi sprijin financiar pentru achiziționarea și utilizarea acestor echipamente. În cadrul acestor instrumente, este important să se pună un accent deosebit pe monitorizarea și evaluarea eficacității acestora și să se îmbunătățească în mod constant pentru a răspunde nevoilor și provocărilor în evoluție ale sectorului agricol (Wichmann, 2018; Hanganu și Covaliov, 2019).

În cadrul reformei politicii agricole, promovarea transferului de cunoștințe și consultarea reprezintă un element cheie pentru susținerea practicilor de paludicultură și a agriculturii durabile, în general. Promovarea schimbului de cunoștințe între diferitele părți interesate, inclusiv agricultori, cercetători, organizații de mediu și autorități publice, este esențială pentru diseminarea informațiilor și experiențelor legate de paludicultură. Acest schimb poate avea loc prin conferințe, seminarii, ateliere și platforme online. Implicarea activă a părților interesate în procesul de luare a deciziilor și în dezvoltarea politicilor are o importanță majoră. Consultările pot ajuta la identificarea nevoilor și preocupărilor specifice ale comunităților agricole și ale altor actori și la dezvoltarea soluțiilor adecvate. Dezvoltarea de programe de instruire și educație pentru agricultori și personalul din domeniul agricol poate spori conștientizarea și competențele legate de paludicultură. Aceste programe pot acoperi aspecte tehnice, gestionarea terenurilor umede și beneficiile practicilor durabile (Wichmann, 2018; Hanganu și Covaliov, 2019).

Sprijinirea consolidării terenurilor și promovarea cooperării la nivel peisagistic pentru implementarea pe scară largă a practicilor de paludicultură reprezintă măsuri importante pentru atingerea obiectivelor pentru dezvoltare durabilă și protejarea mediului înconjurător. Sprijinirea consolidării terenurilor implică eforturi pentru a îmbunătăți structura terenurilor agricole prin redistribuirea sau reconfigurarea acestora. Acest

lucru poate ajuta la creșterea dimensiunii și eficienței exploatațiilor agricole, facilitând astfel implementarea practicilor de paludicultură în mod mai eficient. Promovarea cooperării între fermieri, comunități locale și autorități la nivelul peisajului sau regiunii este esențială pentru gestionarea sustenabilă a terenurilor umede și a ecosistemelor asociate. Acest tip de cooperare poate implica dezvoltarea de planuri de gestionare peisagistică și acțiuni coordonate pentru restaurarea și conservarea terenurilor umede. Furnizarea de finanțare și resurse pentru proiecte de consolidare a terenurilor și cooperare peisagistică poate fi determinantă pentru încurajarea implementării pe scară largă a paludiculturii (Wichmann, 2018; Hanganu și Covaliov, 2019).

Promovarea schimbului de experiență între regiunile bogate în turbării din Europa pentru dezvoltarea de soluții personalizate la nivel regional, inclusiv implicarea tuturor părților interesate, concentrarea pe producție și eficientizarea costurilor (Wichmann, 2018; Hanganu și Covaliov, 2019).

CAPITOLUL 6

SCHIMBĂRI ÎN MODUL ÎN CARE SUNT EXPLOATATE RESURSELE NATURALE

În urma intenselor dezbateri legate de elaborarea unui nou Regulament al Rezervației Biosferei Delta Dunării cu accent pe gestionarea resurselor naturale regenerabile, s-a ajuns la un consens privind necesitatea realizării unor studii multidisciplinare specializate. Aceste studii reprezintă o componentă esențială pentru identificarea unor soluții inovatoare, aplicabile cu eficiență în ceea ce privește activitatea de recoltare a stufului în teritoriul Complexului de Arie Protejate gestionate de ARBDD. Scopul primordial al acestor studii constă în furnizarea unei baze solide pentru revizuirea actelor normative existente și pentru implementarea unor soluții care să optimizeze procesul de administrare a resurselor de stuf. În final, această inițiativă vizează încurajarea comunității locale să exploateze aceste resurse într-un mod sustenabil, să redefinească zonele de interes și să reevalueze procedurile de concesionare, în vederea contribuției la conservarea și utilizarea rațională a mediului înconjurător din Delta Dunării (POIM, 2023).

Delta Dunării, unul dintre cele mai impresionante și variate ecosisteme din Europa, se confruntă cu numeroase provocări semnificative în ceea ce privește conservarea biodiversității, adaptarea la schimbările climatice și susținerea dezvoltării comunităților locale. În acest cadru, au fost identificate mai multe măsuri esențiale care trebuie incluse în Planul de Management al Deltei Dunării pentru a aborda aceste probleme complexe și pentru a asigura un echilibru durabil între conservarea mediului și bunăstarea umană.

Una dintre cele mai importante măsuri constă în revizuirea modului în care se exploatează resursele naturale, cu accent pe stuful din Delta Dunării. Aceasta implică stabilirea unor reguli și practici mai sustenabile pentru recoltarea și utilizarea stufului, astfel încât să se minimizeze impactul asupra ecosistemului. Este necesară implementarea unei politici fiscale care să ofere stimulente și facilități pentru conservarea ecosistemelor stuficole. Aceasta ar putea include reduceri fiscale sau alte avantaje pentru cei implicați în gestionarea responsabilă a resurselor naturale. Extinderea participării comunităților locale și a altor părți interesate în procesul de utilizare a resurselor naturale este esențială. Consultarea și colaborarea cu

acești actori pot duce la soluții mai bune și la o mai bună conștientizare a importanței conservării ecosistemelor. Similar cu subvențiile din agricultură, această schemă ar sprijini fermierii și proprietarii de terenuri în practicarea paludiculturii, o formă de agricultură adaptată la terenurile umede. Acest lucru poate contribui la protejarea terenurilor, a solurilor organice și la reducerea emisiilor de gaze cu efect de seră.

Aceste măsuri sunt determinante pentru asigurarea unui echilibru durabil între conservarea mediului și dezvoltarea economică în Delta Dunării. Prin implementarea lor, putem contribui la protejarea acestui unic ecosistem și la asigurarea unui viitor prosper pentru comunitățile locale.

Utilizarea terenurilor în scopuri agricole poate avea consecințe semnificative asupra calității mediului în Delta Dunării, în special în ceea ce privește creșterea concentrației de metale grele. Terenurile destinate agriculturii, fie pentru culturi agricole, fie pentru creșterea animalelor, reprezintă o sursă semnificativă de poluare prin scurgerea metalelor grele în apele de suprafață (Drbal, 1991). În comparație cu plantele terestre, plantele palustre, precum stuful, au tendința de a acumula o cantitate mai mare de metale grele. Aceste practici agricole perturbă regimul hidrologic natural al Deltei, având un impact direct asupra dezvoltării stufului, afectând negativ habitatul pentru pești și faună sălbatică. Este esențial să se abordeze aceste probleme pentru a proteja și conserva mediul fragil al Deltei Dunării și pentru a asigura un echilibru sănătos între dezvoltarea agricolă și conservarea biodiversității acestui ecosistem unic.

Promovarea diversificării produselor obținute din stuf reprezintă o componentă esențială ce ar trebui să fie inclusă în noul Plan de Management al Deltei Dunării, care este elaborat ca răspuns la dezvoltarea proiectului de inovare durabilă bazat pe ecosistemele din deltă (Krozer și colab., 2020). Această abordare implică necesitatea îmbunătățirii gestionării aspectelor economice legate de utilizarea stufului, cu scopul de a obține profituri mai consistente, totodată respectând principiile gestionării ecologice a ecosistemelor de stuf. Această inițiativă vine în sprijinul eforturilor de conservare și utilizare sustenabilă a resurselor din Delta Dunării, asigurând o mai mare viabilitate economică pentru comunitățile locale și contribuind la menținerea diversității acestui ecosistem.

Conservarea stufului reprezintă un obiectiv de bază în contextul menținerii condițiilor hidrologice naturale din Delta Dunării.

BIBLIOGRAFIE

- Adler P.R., Del Grosso S.J. & Patton W.J. (2007). Life cycle assessment of net greenhouse-gas flux for bioenergy cropping systems. *Ecological Applications* **17**: 675–691.
- Africa (2023). GBIF.org (28 April 2023) GBIF Occurrence <https://doi.org/10.15468/dl.43gt8w>.
- Albert A., Brisson J., Belzile F., Turgeon J. & Lavoie C. (2015). Strategies for a successful plant invasion: the reproduction of *Phragmites australis* in north-eastern North America. *Journal of Ecology* **103**(6): 1529–1537.
- Ali N.A., Bernal M. P. & Ater M. (2002). Tolerance and bioaccumulation of copper in *Phragmites australis* and *Zea mays*. *Plant and Soil* **239**: 103–111.
- Ali N.A., Bernal M.P. & Ater M. (2004). Tolerance and bioaccumulation of cadmium by *Phragmites australis* grown in the presence of elevated concentrations of cadmium, copper, and zinc. *Aquatic Botany* **80**: 163–176.
- Allen W.J., DeVries A.E., Bologna N.J., Bickford W.A., Kowalski K.P. & Meyerson L.A. (2020). Intraspecific and biogeographical variation in foliar fungal communities and pathogen damage of native and invasive *Phragmites australis*. *Global Ecology and Biogeography* **29**: 1199–1211.
- America de Nord (2023). GBIF.org (28 aprilie 2023) GBIF Occurrence <https://doi.org/10.15468/dl.quanh5>.
- America de Sud (2023). GBIF.org (28 aprilie 2023) GBIF Occurrence <https://doi.org/10.15468/dl.7m2vf2>.
- An J.X., Wang Q., Yang J. & Liu J.Q. (2012). Phylogeographic analyses of *Phragmites australis* in China: native distribution and habitat preference of the haplotype that invaded North America. *Journal of Systematics and Evolution* **50**: 334–340.
- Andreșoiu B. (2008). Stuf. Case tradiționale din Delta Dunării. Editura Igloo. 205 pp.
- Armstrong J. & Armstrong W. (2001). An overview of the effects of phytotoxins on *Phragmites australis* in relation to die-back. *Aquatic Botany* **69**(2-4): 251–268.

- Asaeda T. & Karunaratne S. (2000). Dynamic modeling of the growth of *Phragmites australis*: model description. *Aquatic Botany* **67**(4): 301-318.
- Asaeda T., Rajapakse L. & Manatunge J. (2006). The effect of summer harvesting of *Phragmites australis* on growth characteristics and rhizome resource storage. *Hydrobiologia* **553**: 327–335.
- Asia (2023). GBIF.org (02 mai 2023) GBIF Occurrence <https://doi.org/10.15468/dl.2yuk4k>.
- Australia (2023). GBIF.org (02 mai 2023) GBIF Occurrence <https://doi.org/10.15468/dl.zd7yhw>.
- Baetens J. & De Bruyn L. (2001). The *Cecidomyiidae* (Diptera) of common reed, *Phragmites australis* (Poaceae) with three species new for Belgium. *Bulletin de la Societe Royale Belge d'Entomologi* **137**: 25–29.
- Ballut-Dajud G.A., Sandoval Herazo L.C., Fernández-Lambert G., Marín-Muñiz J.L., López Méndez M.C. & Betanzo-Torres E.A. (2022). Factors affecting wetland loss: a review. *Land* **11**(3): 434.
- Baran M., Váradyová Z., Kráčmár S. & Hedvábny J. (2002). The common reed (*Phragmites australis*) as a source of roughage in ruminant nutrition. *Acta Veterinaria Brno* **71**(4): 445-449.
- Barthelmes A. (ed.) (2018). Reporting greenhouse gas emissions from organic soils in the European Union: challenges and opportunities. Policy brief. Proceedings of the Greifswald Mire Centre 02/2018 (ISSN 2627-910X), 16 p.
- Barz M., Ahlhaus M. & Wichtmann W. (2006). Energetic utilization of Common Reed for combined heat and power generation. In: *2nd International Baltic Bioenergy Conference* 168-175 pp.
- Beck R.A. (1971). *Phragmites* control for urban, industrial, and wildlife needs. *Proceedings of The Northeastern Weed Science Society* **25**: 89-90.
- Bengtsson J. (2002). Disturbance and resilience in soil animal communities. *European Journal of Soil Biology* **38** (2): 119-125.
- Bergmeier E. (2011). New floristic records, confirmations and other phytogeographical notes from Crete (Greece). *Willdenowia* **41**: 167-177.
- Bertness M.D., Ewanchuk P.J. & Silliman B.D. (2002). Anthropogenic modification of New England salt marsh landscapes. *Proceedings of the National Academy of Sciences U.S.A.* **99**: 1395–1398.

- Bhattarai G.P., Meyerson L.A. & Cronin J.T. (2017). Geographic variation in apparent competition between native and invasive *Phragmites australis*. *Ecology* **98**: 349-358.
- Bibby C.J. & Lunn J. (1982). Conservation of reed beds and their avifauna in England and Wales. *Biological Conservation* **23**: 167–186.
- Bird E.C.F. (1961). Reed growth in the Gippsland Lakes. *Victorian Naturalist* **77**: 262-268.
- Block W.M., Conner L.M., Brewer P.A., Ford P., Haufler J., Litt A., Masters R.E., Mitchell L.R. & Park J. (2016). Effects of Prescribed Fire on Wildlife and Wildlife Habitat in Selected Ecosystems of North America. The Wildlife Society Technical Review 16-01. The Wildlife Society, Bethesda, Maryland, U.S.A. 69 p.
- Blossey B. (2014). Identification, Development, and Release of Insect Biocontrol Agents for the Management of *Phragmites australis* (Final Report No. ERDC/EL CR-14-2). US Army Corps of Engineers, Washington, DC.
- Boar R.R., Crook C.E. & Moss B. (1989). Regression of *Phragmites australis* reedswamps and recent changes of water chemistry in the Norfolk Broadland, England. *Aquatic Botany* **35**: 41–55.
- Boulos L. (2009). *Flora of Egypt*. Checklist All-Hadara Publishing, Cairo. 410 p.
- Brix H. (1999a). Genetic diversity, ecophysiology and growth dynamics of reed (*Phragmites australis*). *Aquatic Botany* **64**: 179-184.
- Brix H. (1999b). The European research project on reed die-back and progression (EUREED). *Limnologica* **29**(1): 5-10.
- Brix H., Ye S. & Laws E.A. (2014). Large-scale management of common reed, *Phragmites australis*, for paper production: a case study from the Liaohe Delta, China. *Ecological Engineering* **73**: 760-769.
- Brown S. (2022). Brazil's new deforestation data board sparks fear of censorship of forest loss, Fires. Mongabay, 32 p.
- Buchsbaum R. (1991). Invaders in the marsh. Sanctuary (Massachusetts Audubon Society) **31**: 24.
- Burada A., Țopa C.M., Georgescu L.P., Teodorof L., Năstase C., Seceleanu-Odor D. & Iticescu C. (2015). Heavy metals environment accumulation in Somova – Parcheș aquatic complex from the Danube Delta area. *Revista de Chimie, Bucharest* **66**(1): 48 – 54.

- Burescu P. (2003). *Flora și vegetația zonelor umede din nord-vestul României*. Editura Academiei Române, 474 p.
- Burgoon P. S., Kirkbride K. F., Henderson M. & Landon E. (1997). Reed beds for biosolids drying in the arid northwestern United States. *Water Science and Technology* **35**(5): 287-292.
- Burk I. (1877). List of plants recently collected on ship's ballast in the neighborhood of Philadelphia. *Proceedings of the Academy of Natural Sciences* **29**: 105–109.
- Burrell A.L., Sun Q., Baxter R., Kukavskaya E.A., Zhila S., Shestakova T., Rogers B.M., Kaduk J. & Barrett K. (2022). Climate change, fire return intervals and the growing risk of permanent forest loss in boreal Eurasia. *Science of the Total Environment* 831.
- Buschmann C., Röder N., Berglund K., Berglund Ö., Lærke P.E., Maddison M., Mander Ü., Myllys M., Osterburg B. & den Akker J.J. (2020). Perspectives on agriculturally used drained peat soils: Comparison of the socioeconomic and ecological business environments of six European regions. *Land Use Policy* 90.
- Calder D.M. & Ducker S.C. (1979). The vegetation of the Gippsland Lakes, South-Eastern Australia. *Ecological Processes in Coastal Environments*. Blackwell, Oxford, 651.
- Canavan K., Paterson I.D., Lambertini C. & Hill M.P. (2018). Expansive reed populations alien invasion or disturbed wetlands? *AoB Plants* **10**(2): ply014.
- Chakraborti R.K. & Bays J.S. (2023). Constructed wetlands using treated membrane concentrate for coastal wetland restoration and the renewal of multiple ecosystem services. *Land* **12**(4): 847.
- Chambers R.M., Meyerson LA. & Saltonstall K. (1999). Expansion of reed into tidal wetlands of North America. *Aquatic Botany* **64**: 261–273.
- Chang X., Zhihui W., Fengyuan W., Peiqing X., Zhenzhou S., Xizhi L. & Yonglei S. (2021). Determining the contributions of vegetation și climate change to ecosystem WUE variation over the last two decades on the loess plateau, China. *Forests* **12**(11): 1442.
- Chapman V.J. (1960). *Saltmarshes and Salt Deserts of the World*. Published by Leonard Hill, London, U.K.
- Chas-Amil M., Nogueira-Moure E., Prestemon J.P. & Touza J. (2022). Spatial patterns of social vulnerability in relation to wildfire risk and

- wildland-urban interface presence. *Landscape and urban planning* 228.
- Chifu T., Mânzu C. & Zamfirescu O. (2006). *Flora și vegetația Moldovei*. vol II Vegetația, Editura Universității Alexandru Ioan Cuza, Iași, 526 p.
- Chifu T., Ștefan N. & Hanganu J. (1993). Reed plots types in Danube Delta: composition and characterisation, *Analele Științifice ale Institutului Delta Dunării*, Tulcea 2: 213-219.
- Chirilă G. & Țabără D. (2008). Palaeofloristic study of the Volhynian from Râșca (Moldavian Platform)-Palaeoclimatic and palaeoenvironment implications. *Acta Palaeontologica Romaniae* VI: 29-42.
- Chivu I.A. (1968a). The use of reeds as raw material for pulp and paper production. In: FAO (ed.) Pulp and Paper Development in Africa and the Near East, Vol. 2, Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, 227–289 pp.
- Chivu I.A. (1968b). Practical experiment in the cropping of reeds for the manufacture of pulp and paper - economic results. In: FAO (ed.) Pulp and Paper Development in Africa and the Near East, Vol. 2, Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, 877–899 pp.
- Christenhusz M.J. & Byng J.W. (2016). The number of known plants species in the world and its annual increase. *Phytotaxa* 261: 201–217.
- Ciocan V. (1976). Cercetări ecologice în diferite fitocenoze de papură (*Typha* sp.) din Delta Dunării. Peuce V, Lucrări prezentate la cel de al II lea colocviu de studii și comunicări 2-5 iunie 1974, Botanică, Tulcea: Muzeul Deltei Dunării, 131-145 pp.
- Ciocârlan V. (1994). *Flora Deltei Dunării*. Cormophyta. Editura Ceres, București 96 p.
- Čížková H., Kučera T., Poulin B. & Květ J. (2023). Ecological Basis of Ecosystem Services and Management of Wetlands Dominated by Common Reed (*Phragmites australis*): European Perspective. *Diversity* 15(5): 629.
- Claudino-Sales V. (2019). Danube Delta, Romania. In: Coastal World Heritage Sites. Coastal Research Library, vol 28. Springer, Dordrecht.
- Clayton W.D. (1970). Gramineae (Part 1). In: Milne-Redhead E, Polhill RM, eds. Flora of Tropical East Africa. London, U.K.: Crown Agents for Oversea Governments and Administrations.

- Clevering O.A. & Lissner J. (1999). Taxonomy, chromosome numbers, clonal diversity and population dynamics of *Phragmites australis*. *Aquatic Botany* **64**: 185-208.
- Colin R. & Eguiarte L.E. (2016). Phylogeographic analyses and genetic structure illustrate the complex evolutionary history of *Phragmites australis* in Mexico. *American Journal of Botany* **103**(5): 876-887.
- Conert H.J. (1961). Die Systematik and Anatomie der Arundineae. Cramer, Weinheim, Germany.
- Connor H.E., Dawson M.I., Keating R.D. & Gill L.S. (1998). Chromosome numbers of *Phragmites australis* (Arundineae: Gramineae) in New Zealand. *New Zealand Journal of Botany* **36**: 465-469.
- Coops H., Buijse T., Constantinescu A., Covaliov S., Hanganu J., Ibelings B., Menting G., Navodaru I., Oosterberg W., Staraş M. & Török L. (2008). Trophic gradients in a large-river delta: ecological structure determined by connectivity gradients in the Danube Delta (Romania). *River Research and Applications* -RRA-06-0172 24 (5).
- Costa-Ferreira M., Sousa J.M., Lageiro M., Anatoly S., Helena P., Kádár Z., Mátyás S. & Kati R. (2007). Bioethanol Production Using Native Reeds From Portugal and Hungary – a Collaborative Study. Poster, European Meeting Point - Energy for Development, October 10-12, Beja, Alentejo, Anguilla, Portugal.
- Coste H. (1937). Flore descriptive et illustrée de la France, de la Corse et des contrées limitrophes, vol. 3. (2nd éd.) *Librairie des Sciences et des Arts*, Paris.
- Couwenberg J. (2007). Biomass energy crops on peatlands: on emissions and perversions. *IMCG Newsletter* **3**: 12-14.
- Covaliov S., Doroftei M. & Hanganu J. (2010). Danube Delta Biosphere Reserve (DDBR): reed dynamics within actual context. *Advances in Environmental Sciences* **2**(1): 69-79.
- Cris R., Buckmaster S., Bain C. & Reed M. (2014). Global peatland restoration demonstrating success. IUCN U.K. National Committee Peatland Programme, Edinburgh.
- Crocker E.V., Lanzafane J.J., Karp M.A., Nelson E.B. & Langley J.A. (2016). Overwintering seeds as reservoirs for seedling pathogens of wetland plant species. *Ecosphere* **7**: 1-14.

- Cronin J.T., Bhattarai G.P., Allen W.J. & Meyerson L.A. (2015). Biogeography of a plant invasion: plant–herbivore interactions. *Ecology* **96**: 1115–1127.
- Cronk J. & Fennessy M. S. (2001). *Phragmites australis* as a declining species in Europe. *Wetland Plants. CRC Press, Boca Roton* 317-320 pp.
- Cross D.H. & Fleming K.L. (1989). Control of *Phragmites* or common reed. Leaflet 13.4.12. U.S. Fish and Wildlife Service, Washington, D.C.
- Croy J.R., Meyerson L.A., Allen W.J., Bhattarai G.P. & Cronin J.T. (2020). Lineage and latitudinal variation in *Phragmites australis* tolerance to herbivory: implications for invasion success. *Oikos* **129**: 1341–1357.
- Den Hartog C., Kvet J. & Sukopp H. (1989). Reed. A common species in decline, *Aquatic Botany* **35**(1): 1-4.
- Devries A.E., Kowalski K.P. & Bickford W.A. (2020). Growth and behavior of north american microbes on *Phragmites australis* leaves. *Microorganisms* **8**(5): 690.
- Dimopoulos P., Raus T., Bergmeier E., Constantinidis T., Iatrou G., Kokkini S., Strid A. & Tzanoudakis D. (2013). Vascular plants of Greece. An annotated checklist: 1-372. Botanic gardens and botanical museum Berlin-Dahlem, Berlin and Hellenic botanical society, Athens.
- Dinka M. & Szeglet P. (2001). Some characteristics of reed (*Phragmites australis*/Cav./Trin ex Steudel) that indicate different health between vigorous and die-back stands. *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen* **27**(6): 3364-3369.
- Directiva-cadru privind apa. DIRECTIVA 2000/60/CE A PARLAMENTULUI EUROPEAN ȘI A CONSILIULUI din 23 octombrie 2000 de stabilire a unui cadru de politică comunitară în domeniul apei.
- Doniță N., Paucă-Comănescu M., Popescu A., Mihăilescu S. & Biriș I.A. (2005). *Habitatele din România*. Editura Tehnică Silvică, București, 496 p.
- Drbal K. (1991). Heavy metals in some parts of the ecosystem of surface waters of south Bohemia. *EKOLOGIA(CSFR)/ECOLOGY(CSFR)* **10**(3): 327-338.
- Driver A., Nel J.L., Snaddon K., Murray K., Roux D.J., Hill L., Swartz E.R., Manuel J. & Funke N. (2011). Implementation manual for freshwater ecosystem priority areas. WRC Report No. 1801/1/11.

- Drost H.J., Rijdsdorp A.A., Marin G., Staraş M. & Baboianu G. (1996). Ecological restoration in the Dunăvăţ/ Dranov region, Danube Delta, Romania, RIZA nota 96.074.
- Eastman J.R. (1995). Idrisi for Windows User's Guide Version 1'0. Clark Labs for Cartographic Technology and Geographic Analysis, Worcester, MA, USA
- Eller F., Skálová H., Caplan J. S., Bhattarai G. P., Burger M. K., Cronin J. T., Guo W-Y., Guo X., Hazelton E.L.G., Kettenring K.M., Lambertini C., McCormick M.K., Meyerson L.A., Mozdzer T.J., Pyšek P., Sorrell B.K., Whigham D.F. & Brix H. (2017). Cosmopolitan species as models for ecophysiological responses to global change: the common reed *Phragmites australis*. *Frontiers in Plant Science* **8**: 1833.
- ELP & Ash N. (2010). New Opportunities for the Sustainable Management of Fens: Reed Pelleting, Composting and the Productive Use of Fen Harvests. Final Report, Ecology, Land and People (ELP) for the Broads Authority, Norwich, UK, 66 pp.
- Engloner A.I. & Papp M. (2006). Vertical differences in *Phragmites australis* culm anatomy along a water depth gradient. *Aquatic Botany* **85**: 137-146.
- Engloner A.I. (2009). Structure, growth dynamics and biomass of reed (*Phragmites australis*)—A review. *Flora-Morphology, Distribution, functional Ecology of Plants* **204**(5): 331-346.
- Espinal D.M.G. (2021). Isolation of foliar fungi from roseau cane (*Phragmites australis*) In Coastal Louisiana. LSU Master's Theses. Louisiana State University.
- Europa (2023). GBIF.org (28 aprilie 2023) GBIF Occurrence <https://doi.org/10.15468/dl.cz7vbb>.
- European Union Regulation (EC) 2021/1119 of the European Parliament and of the Council of 30 June 2021 establishing the framework for achieving climate neutrality and amending Regulations (EC) No 401/2009 and (EU) 2018/1999 ('European Climate Law').
- FAO (1985). Weed Control and Utilization of Aquatic Control and Utilization of Aquatic Plants of Lake Edku and Barsik Fish Farm - Egypt. Report for Project TCP/EGY/4506 based on the work of G. Sainty, Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.
- Feinbrun-Dothan N. (1986). Flora Palaestina. Part 4-Jerusalem.

- Fish L. (2013). Poaceae: *Phragmites*. 147 - 147. South African National Biodiversity Institute, Pretoria.
- Fish L., Mashau A.C., Moeaha M.J. & Nembudani M.T. (2015). Identification guide to Southern African grasses. An identification manual with keys, descriptions and distributions. *Strelitzia* vol. 36. Sanbi, Pretoria.
- Florea N., Balanceanu V., Munteanu I., Asvadurov H., Conea A., Oancea C., Cernescu N. & Popovat M. (coord.) (1963-1993). Harta sulurilor României, scar 1:200,000. [Soil map of Romania, scale 1: 200,000], 50 sheets, Institute for Geologic/IGFCOT, Bucuresti, Romania. [in Romanian]
- Fowler C.T. (2003). Human health impacts of forest fires in the southern United States: a literature review. *Journal of Ecological Anthropology* 7(1): 39-63.
- Gaberščik A., Grašič M., Abram D. & Zelnik I. (2020). Water level fluctuations and air temperatures affect common reed habitus and productivity in an intermittent wetland ecosystem. *Water* 12(10): 2806.
- Gati G., Pop C., Brudas F., Gurzău A.E. & Spânu M. (2016). The ecological risk of heavy metals in sediment from the Danube Delta. *Ecotoxicology* 25: 688–696.
- Gaudig G., Krebs M., Prager A., Wichmann S., Barney M., Caporn S.J.M., Emmel M., Fritz C., Graf M., Grobe A., Gutierrez Pacheco S., Hogue-Hugron S., Holzträger S., Irrgang S., Kämäräinen A., Karofeld E., Koch G., Koebbing J.F., Kumar S., Matchutadze I., Oberpaur C., Oestmann J., Raabe P., Rammes D., Rochefort L., Schmilewski G., Sendžikaitė J., Smolders A., St-Hilaire B., van de Riet B., Wright B., Wright N., Zoch L. & Joosten H. (2017). Sphagnum farming from species selection to the production of growing media: a review. *Mires and Peat* 20(13): 1–30
- Gâștescu P., Oltean M., Constantinescu A., Nichersu I. & Grigoraș I. (1996). Harta ecosistemelor din Rezervația Biosferei Delta Dunării. *Analele Științifice ale Institutului Delta Dunării, Tulcea* 2: 1-23.
- GBIF (2022). *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud. în GBIF Secretariat (2022). GBIF Backbone Taxonomy. Checklist dataset <https://doi.org/10.15468/39omei> accessed via GBIF.org on 2023-05-03.

- GBIF.org (24 April 2023) GBIF Occurrence
<https://doi.org/10.15468/dl.epes9z>.
- Gersberg R.M., Elkins B.V., Lyon S. R. & Goldman C.R. (1986). Role of aquatic plants in wastewater treatment by artificial wetlands. *Water research* **20**(3): 363-368.
- Gigante D., Venanzoni R. & Zuccarello V. (2011). Reed die-back in southern Europe? A case study from Central Italy. *Comptes rendus biologies* **334**(4): 327-336.
- Giosan L., Constantinescu S., Filip F. & Deng B. (2013). Maintenance of large deltas through channelization: Nature vs. humans in the Danube delta. *Anthropocene* **1**: 35-45.
- Goman M. & Wells L. (2000). Trends in river flow affecting the northeastern reach of the San Francisco Bay estuary over the past 7000 years. *Quaternary Research* **54**: 206-217.
- Gómez-Baggethun E., Tudor M., Doroftei M., Covaliov S., Năstase A., Onăra D.F., Mierlă M., Marinov M., Dorosencu A.C., Lupu G., Teodorof L., Tudor I.M., Köhler B., Museth J., Aronsen E., Johnsen S.I., Ibram O., Marin E., Crăciun A. & Cioacă E. (2019). Changes in ecosystem services from wetland loss and restoration: An ecosystem assessment of the Danube Delta (1960–2010). *Ecosystem Services* **39**.
- Gordon-Gray K.D. & Ward C.J. (1971). A contribution to knowledge of *Phragmites* (*Gramineae*) in South Africa, with particular reference to Natal populations. *South African Journal of Botany* **37**: 1–30.
- Gorenflot R., Raicu P., Cartier D., Ciobanu I., Stoian V. & Staicu S. (1972). Le complexe polyploide du *Phragmites communis* Trin. *Comptes rendus de l'Académie des Sciences*, 274 Serie D: 1501-1504.
- Granéli W. (1984) Reed *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steudel as an energy source in Sweden. *Biomass* **4**: 183–208.
- Granéli W. (1990). Standing crop and mineral content of reed, *Phragmites australis*, in Sweden - Management of reed stands to maximize harvestable biomass. *Folia Geobotanica* **25**(3): 291–302.
- Graves C.B., Eames E.H., Bissell C.H., Andrews L., Harger E.B. & Weatherby C.A. (1910). Bulletin of the Connecticut Geological and Natural History Survey No. 14, CT Public Document 47.
- Greenwood M.E. & MacFarlane G.R. (2006). Effects of salinity and temperature on the germination of *Phragmites australis*, *Juncus*

- kraussii*, and *Juncus acutus*: implications for estuarine restoration initiatives. *Wetlands* **26**: 854-861.
- Greuter W. & Raus T. (2001). Med-Checklist Notulae, 20. *Willdenowia* **31**: 319-328.
- Greuter W. & Raus T. (2004). Med-Checklist Notulae, 22. *Willdenowia* **34**: 71-80.
- Günaydın S. & Aykurt C. (2023). Taxonomic importance of leaf anatomical characters for the genus *Alopecurus* L. (Poaceae). *Acta Botanica Croatica* **82**(1).
- Guo W., Lambertini C., Li X-Z., Meyerson L.A. & Brix H. (2013). Invasion of Old World *Phragmites australis* in the New World: precipitation and human influences redesign the invasive niche. *Global Change Biology* **19**: 3406–3422.
- Haines-Young R. & Potschin M. (2013). Common International Classification of Ecosystem Services (CICES): Consultation on Version 4, August-December 2012. EEA Framework Contract No EEA/IEA/09/003. Pieejams.
- Hall J.V., Zibtsev S.V., Giglio L., Skakun S., Myroniuk V., Zhuravel O., Goldammer J.G. & Kussul N. (2021). Environmental and political implications of underestimated cropland burning in Ukraine. *Environmental Research Letters* **16**(6): 064019.
- Hanganu J. & Covaliov S. (2019). Informare privind importanța conservării solurilor organice pentru reducerea emisiilor de gaze cu efect de seră. Editura Centrul de Informare Tehnologică "Delta Dunării", 1-10 pp.
- Hanganu J. & Doroftei M. (2014). The Importance of Danube Delta Reed Beds for the Environment și for the Use by Humans. in: Iordachi C., Van Assche K. (edit.), *The Bio-Politics of the Danube Delta: Nature, History, Policies*, Lexington Books, U.S.A., 67–86 pp.
- Hanganu J. (1995-2002). Studii pentru evaluarea resurselor naturale vegetale de pe teritoriul R.B.D.D. Studii realizate în cadrul I.N.C.D.D.D., Tulcea.
- Hanganu J. (2008). Managementul resurselor naturale (stuf, păduri, plante medicinale, ciuperci și pajiști) în Delta Dunării. In *Delta Dunării Rezervație a Biosferei*; Gâștescu P., Știucă R., Eds.; Editura CD Press: Bucharest, Romania.

- Hanganu J. (2013). Stufărișurile recoltabile din Rezervația Biosferei Delta Dunării. In: Doroftei M. & Covaliov S., (edit.) Manual de...Delta Dunării, Editura Centrul de informare tehnologică Delta Dunării, Tulcea, 197-222 pp.
- Hanganu J., Chifu Th. & Ștefan N. (1992). Caracteristicile biometrice ale stufului în primul an după incendiere sau recoltare, pe solurile organice sulfatice natante din Delta Dunării, *Analele Științifice ale Institutului Național de Cercetare Dezvoltare Delta Dunării*, Tulcea, 199–208 pp.
- Hanganu J., Constantinescu A., Doroftei M. & Tošić K. (2018). Investigation of the effects of multiple pressures in the lower Danube basin. *Water and Environment Journal* **32**(2): 217-228.
- Hanganu J., Covaliov S., Doroftei M., Trifanov C. & Mierlă M. (2023). Harta zonelor cu stuf potențial furajer. Doi: 10.5281/zenodo.7788206.
- Hanganu J., Doroftei M., Sârbu I. & Ștefan N. (2014). Physical landscape - Distribution of vegetation within the Danube Delta. In: Iordachi C., Van Assche K. (edit.), *The Bio-Politics of the Danube Delta: Nature, History, Policies*, Lexington Books, U.S.A., *Lexington Books*, U.S.A., 3 – 38 pp.
- Hanganu J., Dubyna D., Zhmud E., Grigoraș I., Menke U., Drost H., Ștefan N. & Sârbu I. (2002). Vegetation of the Biosphere Reserve „Danube Delta” – with Transboundary Vegetation Map on a 1: 150, 000 scale. Danube Delta National Institute for Research and Development, Romania; M.G. Kholodny – Institute of botany and Danube Delta Biosphere Reserve, Ukraine and Institute for Inland Water Management and Waste Water Treatment (RIZA), The Netherlands. Lelystad: RIZA rapport 2002.049.
- Hanganu J., Mihail G. & Coops H. (1999). Responses of ecotypes of *Phragmites australis* to increased seawater influence: a field study in the Danube Delta, Romania. *Aquatic Botany* **64**(3-4): 351-358.
- Hansen D., Duda P.J., Zayed A. & Terry N. (1998). Selenium removal by constructed wetlands: Role of biological volatilization. *Environmental Science & Technology* **32**: 591–597.
- Hansen D.L., Lambertini C., Jampeetong A. & Brix H. (2007). Clone-specific differences în *Phragmites australis*: Effects of ploidy level and geographic origin. *Aquatic Botany* **86**: 269-279.

- Hansen R.M. (2018). Shasta Ground Sloth Food Habits, Rampart Cave, Arizona. *Paleobiology* **4**: 302–319.
- Hansmann P. (2008). They Call Them Golden Sticks. Socio-economic Explorations Around the Commodity of Reed. Master thesis, Wageningen University, The Netherlands.
- Hansson P.A. & Fredriksson H. (2004). Use of summer harvested common reed (*Phragmites australis*) as nutrient source for organic crop production in Sweden. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **102**(3): 365–375.
- Haslam S.M. (1969). The development and emergence of buds în *Phragmites communis* Trin. *Annals of Botany* **33**: 289-301.
- Haslam S.M. (1972). *Phragmites communis* Trin. *Journal of Ecology* **60**: 585-610.
- Haslam S.M. (2021). *A Book of Reed*. Tina Bone U.K. /Tina's Fine Art U.K., 18 Harbour Avenue, Comberton, Cambridge, U.K., 266 p.
- Hauber D.P., White D.A., Powers S.P. & DeFrancesch F.R. (1991). Isozyme variation and correspondence with unusual infrared reflectance patterns in *Phragmites australis* (*Poaceae*). *Plant Systematics and Evolution* **178**: 1–8.
- Hawke C.J. & Jose P.V. (1996). Reedbed Management for Commercial and Wildlife Interests. Management Guides Series, RSPB, Sandy, 212 pp.
- Hazelton E.L.G., Mozdzer T.J., Burdick D.M., Kettenring K.M. & Whigham D.F. (2014). *Phragmites australis* management în the United States: 40 years of methods and outcomes. *AoB plants* **6**: plu001.
- Higginson W., Cobb A., Tschierschke A. & Dyer F. (2022). The Role of Environmental Water and Reedbed Condition on the Response of *Phragmites australis* Reedbeds to Flooding. *Remote Sensing* **14**(8): 1868.
- Hiss Reet (2013). Dachreet (Thatching reed). URL: <http://www.hiss-reet.de/produkte/dachreet/allgemein.html> (accesat la 11 octombrie 2022).
- Ho Y.B. (1979). Shoot development and production studies of *Phragmites australis* (cav.) Trin. ex Steudel în Scottish lochs. *Hydrobiologia* **64** (3): 215-222.
- Hocking P.J., Finlayson C.M. & Chick A.J. (1983). The biology of Australian weeds. 12. *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud. *Journal of the Australian Institute of Agricultural Science* **49**: 123-132.

- Hodkinson T.R. (2018). Evolution and taxonomy of the grasses (*Poaceae*): a model family for the study of species-rich groups. *Annual Plant Reviews* 255-294 pp.
- Huang X., Zhao F., Yu G., Song C., Geng Z. & Zhuang P., (2017). Removal of Cu, Zn, Pb, and Cr from Yangtze estuary using the *Phragmites australis* artificial floating wetlands. *BioMed Research International*.
- Huhta A. (2009). Decorative or Outrageous – The significance of the Common Reed (*Phragmites australis*) on water quality. *Comments from Turku University of Applied Sciences* **48**: 1–33.
- Hultén E. & Fries M. (1986). Atlas of North European vascular plants. North of the Tropic of Cancer. Koeltz Scientific Books Pub., Königstein.
- Hurry C.R., James E.A. & Thompson R.M. (2013). Connectivity, genetic structure and stress response of *Phragmites australis*: issues for restoration in a salinising wetland system. *Aquatic Botany* **104**: 138-146.
- Hurter R.W. (2001) Nonwood plant fiber characteristics. TAPPI 1997 Nonwood Fibers Short Course Notes. URL: <http://www.hurterconsult.com>. (accessed la 12 martie 2022).
- Hutchinson G.E. (1975). A treatise of limnology. John Wiley & Sons, New York, NY, U.S.A.
- Iital A., Klõga M., Kask Ü., Voronova V. & Cahill B. (2012). Reed harvesting. In: Schultz- Zehden, A. & Matczak, M. (eds.) Compendium: An Assessment of Innovative and Sustainable Uses of Baltic Marine Resources, Maritime Institute in Gdansk, Gdansk, 103–124 pp.
- Isambaev A.I. (1964). The underground stolons of common reed in different ecological environments. *Trudy Instituta Botaniki, Alma-Ata* **19**: 185-201.
- Ishii J. & Kadono Y. (2002). Factors influencing seed production of *Phragmites australis*. *Aquatic Botany* **72**: 129-141.
- Janse J.H., van Dam A.A., Hes E.M., de Klein J.J., Finlayson C.M., Janssen A.B., van Wijk D. Mooij W.M. & Verhoeven J.T. (2019). Towards a global model for wetlands ecosystem services. *Current Opinion in Environmental Sustainability* **36**: 1119.
- Joosten H., Brust K., Couwenberg J., Gerner A., Holsten B., Permien T., Schäfer A., Tanneberger F., Trepel M. & Wahren A. (2015). MoorFutures. Integration of additional ecosystem services (including biodiversity) into carbon credits – standard, methodology and transferability to

- other regions. BfN-Skript 407. Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg
- Joosten H., Sirin A., Couwenberg J., Laine J. & Smith P. (2016). The role of peatlands in climate regulation (Vol. 66). Cambridge, U.K.: Cambridge University Press.
- Kankılıç G.B., Metin A.Ü. & Tüzün İ. (2016). *Phragmites australis*: An alternative biosorbent for basic dye removal. *Ecological Engineering* **86**: 85-94.
- Kask Ü. (2011) Reed as bio-energy: opportunities to use it in boiler-houses and as biogas source. Seminar Reed for Bio-energy and Construction, 11.03.2011, Piikiö/Kaarina, Finland.
- Keller B.E. (2000). Genetic variation among and within populations of *Phragmites australis* in the Charles River watershed. *Aquatic Botany* **66**(3): 195-208.
- Kellogg E.A. (2015). Flowering plants, monocots, Poaceae. In: Kubitski K. (ed.), The families and genera of vascular plants, Springer, Cham. **3**: 1-416.
- Kenneth R.G. & Biddlestone A.J. (1995). Engineered reed bed systems for waste water treatment. *Trends Biotechnology* **13**: 248-252.
- Kettenring K.M. & Mock K.E. (2012). Genetic diversity, reproductive mode, and dispersal differ between the cryptic invader, *Phragmites australis*, and its native conspecific. *Biological Invasions* **14**: 2489-2504.
- Kettenring K.M., Whigham D.F., Hazelton E.L., Gallagher S.K. & Weiner H.M. (2015). Biotic resistance, disturbance, and mode of colonization impact the invasion of a widespread, introduced wetland grass. *Ecological Applications* **25**: 466-480.
- Kiviat E. & Hamilton E. (2001). *Phragmites* use by native North Americans. *Aquatic Botany* **69**(2-4): 341-357.
- Kiviat E. (2013). Ecosystem services of *Phragmites* in North America with emphasis on habitat functions. *AoB plants* **5**: plt008.
- Klötzli F., Dietl W., Marti K., Schubiger-Bossard C. & Walther G.R. (2010). Vegetation Europas. Das Offenland im Vegetationskundlich-ökologischen Überblick. Ott, Bern, Switzerland.
- Knowlton F.H. (1922). The Laramie flora of the Denver Basin: with a review of the Laramie problem. United States Geological Survey, Numbered Series, Washington, U.S.A., 175 p.

- Köbbing J.F., Thevs N. & Zerbe S. (2013). The utilisation of reed (*Phragmites australis*): a review. *Mires Peat* **13**(1): 1-14.
- Kohl J. G., Woitke P., Kühl H., Dewender M. & König, G. (1998). Seasonal changes in dissolved amino acids and sugars in basal culm internodes as physiological indicators of the C/N-balance of *Phragmites australis* at littoral sites of different trophic status. *Aquatic Botany* **60**(3): 221-240.
- Kölsch L., Witzel S., Czybulka D. & Fock T. (2016). Agrarpolitische Rahmenbedingungen. In: Paludikultur – Bewirtschaftung nasser Moore (hrsg. von Wichtmann, W. Schröder, C. & Joosten, H.), S. 149-152. Stuttgart: Schweizerbart.
- Komulainen M., Simi P., Hagelberg E., Ikonen I. & Lyytinen S. (2008). Reed Energy: Possibilities of using the common reed for energy generation in Southern Finland. Turku University of Applied Sciences Reports 67, Turku, Finland, 78 pp.
- Koppitz H., Kühl H. & Kohl J.G. (1995). Some aspects to the importance of genetic diversity of *Phragmites australis* (Cav) Trin. Ex Steudel for the development of reed stands. Final Report of EUREED EC-Project EV5V-CT92-0083.)
- Koppitz H., Kühl H., Hesse K. & Kohl J. G. (1997). Some aspects of the importance of genetic diversity in *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steudel for the development of reed stands. *Botanica Acta* **110**(3): 217-223.
- Kotschy K.A., Rogers K.H. & Carter A.J. (2000). Patterns of change in reed cover and distribution in a seasonal riverine wetland in South Africa. *Folia Geobotanica* **35**: 363–373.
- Kronbergs E., Kaktis A., Smits M. & Nulle I. (2006). Biomass condition for solid biofuel compositions. In: Barz M. & Ahlhaus M. (eds.) Use of Bioenergy in the Baltic Sea Region, Proceedings 2nd International Baltic Bioenergy Conference, 02–04 November 2006, Fachhochschule Stralsund, Germany, 83–92 pp.
- Krozer Y., Coenen F., Hanganu J., Lordkipanidze M. & Sbarcea M. (2020). Towards innovative governance of nature areas. *Sustainability* **12**(24): 10624.
- Kumar A. (2022). Chapter 3 - Ecosystem-based adaptation approach: concept and its ingredients, , editor(s): Arvind Kumar, Ecosystem-Based

- Adaptation - Approaches to Sustainable Management of Aquatic Resources, Elsevier, 105-141 pp.
- Kumari M. & Tripathi B.D. (2015). Efficiency of *Phragmites australis* and *Typha latifolia* for heavy metal removal from wastewater. *Ecotoxicology and environmental safety* **112**: 80-86.
- Laizans A. (2013). Business models and social-economic effects of reed business. Guidebook for Reed Businesses, A Report of the CORFEEN Project; Kask, U., Ed, 2007-2013.
- Lakatos G., Kiss M. & Mészáros I. (1999). Heavy metal content of common reed (*Phragmites australis*/Cay./Trin. ex Steudel) and its periphyton in Hungarian shallow standing waters. In *Biology, Ecology and Management of Aquatic Plants: Proceedings of the 10th International Symposium on Aquatic Weeds, European Weed Research Society* (pp. 47-53). Springer Netherlands.
- Lambert A.M. & Casagrande R.A. (2006). Distribution of native and exotic *Phragmites australis* in Rhode Island. *Northeastern Naturalist* **13**(4): 551-560.
- Lambert A.M., Dudley T. & Saltonstall K. (2010). Ecology and Impacts of the large-statured invasive grasses *Arundo donax* and *Phragmites australis* in North America. *Invasive Plant Science and Management* **3**: 489-494.
- Lambert, A.M. & Casagrande, R.A. (2007). Characteristics of a successful estuarine invader: evidence of self-compatibility in native and non-native lineages of *Phragmites australis*. *Marine Ecology Progress Series* **337**: 299-301.
- Lambertini C., Guo W.Y., Ye S., Eller F., Guo X., Li X.Z., Sorrell B.K., Speranza M. & Brix H. (2020). Phylogenetic diversity shapes salt tolerance in *Phragmites australis* estuarine populations in East China. *Scientific reports* **10**(1): 17645.
- Lambertini C., Gustafsson M.H.G., Frydenberg J., Lissner J., Speranza M. & Brix H. (2006). A phylogeographic study of the cosmopolitan genus *Phragmites* (*Poaceae*) based on AFLPs. *Plant Systematics and Evolution* **258**: 161-182.
- Lambertini C., Mendelssohn I.A., Gustafsson M.H.G., Olesen B., Riis T., Sorrell B.K. & Brix H. (2012b). Tracing the origin of Gulf Coast *Phragmites* (*Poaceae*): a story of long-distance dispersal and hybridization. *American Journal of Botany* **99**: 538-551.

- Lambertini C., Sorrell B.K., Riis T., Olesen B. & Brix H. (2012a). Exploring the borders of European *Phragmites* within a cosmopolitan genus. *AoB PLANTS* **2012**: pls020.
- Lamotte R.S. (1952). *Catalogue of the Cenozoic plants of North America through 1950* (Vol. 51). Geological Society of America.
- Länder-Arbeitskreis Moorschutz, Bundesamt für Naturschutz (2017) Paludikultur – nasse torferhaltende und klimaschonende Bewirtschaftung von organischen Böden. Positionspapier des Länder-AK Moorschutz der Landesfachbehörden für Naturschutz der moorreichen Bundesländer und des BfN. 14 p.
- Lastrucci L., Cerri M., Coppi A., Ferranti F., Ferri V., Foggi B., Lazzaro L., Reale L., Venanzoni R., Viciani D. & Gigante D. (2017). Understanding common reed die-back: a phytocoenotic approach to explore the decline of palustrine ecosystems. *Plant Sociology* **54**(2): 15-28.
- Lazăr L., Rodino S., Pop R., Tiller R., D'Haese N., Viaene P. & De Kok J.-L. (2022). Sustainable Development Scenarios in the Danube Delta - A Pilot Methodology for Decision Makers. *Water* **14**(21): 3484.
- Lee S.Y. (1990). Net aerial primary productivity, litter production and decomposition of the reed *Phragmites communis* in a nature preserve in Hong Kong: management implications. *Marine Ecology Progress Series* **66**: 161–173.
- Lelong B., Lavoie C., Jodoin Y. & Belzile F. (2007). Expansion pathways of the exotic common reed (*Phragmites australis*): a historical and genetic analysis. *Diversity and Distributions* **13**(4): 430-437.
- Lemley D.A., Adams J.B. & Strydom N.A. (2017). Testing the efficacy of an estuarine eutrophic condition index: does it account for shifts in flow conditions? *Ecological Indicators* **74**: 357–370.
- Lessmann J. M., Brix H., Bauer, V., Clevering O. A. & Comín F. A. (2001). Effect of climatic gradients on the photosynthetic responses of four *Phragmites australis* populations. *Aquatic Botany* **69**(2-4): 109-126.
- Li H., Wang J., Zhang J., Qin F., Hu J. & Zhou Z., (2021). Analysis of characteristics și driving factors of wetland landscape pattern change in henan province from 1980 to 2015. *Land* **10**(6): 564.
- Li S.Y. & Cao Y.S. (1981). A preliminary study on the biological characters of Japanese hop (*Humulus scandens*) and its control. *Acta Agriculturae Universitatis Pekinensis* **7**(3): 45-112.

- Lindsay D. L., Guan X., Harms N. E., Cronin J. T., Meyerson L. A. & Lance R. F. (2023). DNA assays for genetic discrimination of three *Phragmites australis* subspecies in the United States. *Applications în Plant Sciences* e11512.
- Mal T.K. & Narine L. (2004). The biology of Canadian weeds. 129. *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud. *Canadian Journal of Plant Science* **84**(1): 365-396.
- Marks M., Lapin B. & Randall J. (1994). *Element Stewardship Abstract for Phragmites australis*. The Nature Conservancy, Arlington, TX, U.S.A.
- McKee J. & Richards A.J. (1996). Variation in seed production and germinability of common reed (*Phragmites australis*) in Britain and France with respect to climate. *New Phytologist* **133**: 233-243.
- Meadows R.E. & Saltonstall K. (2007). Distribution of native and introduced *Phragmites australis* in freshwater and oligohaline tidal marshes of the Delmarva Peninsula and southern New Jersey. *Journal of the Torrey Botanical Society* **134**(1): 99-107.
- Meyerson L.A. & Cronin J.T. (2013). Evidence for multiple introductions of *Phragmites australis* to North America: detection of a new non-native haplotype. *Biological Invasions* **15**: 2605–2608.
- Meyerson L.A., Cronin J.T. & Pyšek P. (2016). *Phragmites australis* as a model organism for studying plant invasions. *Biological Invasions* **18**: 2421-2431.
- Meyerson L.A., Lambert A.M. & Saltonstall K. (2010). A tale of three lineages: expansion of common reed (*Phragmites australis*) in the US Southwest and Gulf Coast. *Invasive Plant Science and Management* **3**: 515–520.
- Meyerson L.A., Saltonstall K., Chambers R.M., Silliman B., Bertness M. & Strong D. (2009). *Phragmites australis* în eastern North America: a historical and ecological perspective. Human Impacts on Salt Marshes: a Global Perspective (eds B.R. Silliman, E.D. Grosholz & M.D. Bertness), University of California Press, Berkeley, CA, U.S.A, 57–82 pp.
- Meyerson L.A., Saltonstall K., Windham L., Kiviat E. & Findlay S. (2000). A comparison of *Phragmites australis* în freshwater and brackish marsh environments in North America. *Wetlands Ecology and Management* **8**: 89–103.

- Milke J., Gałczyńska M. & Wróbel J. (2020). The importance of biological and ecological properties of *Phragmites australis* (Cav.) Trin. Ex Steud., in phytoremediation of aquatic ecosystems-the review. *Water* **12**(6): 1770.
- Milyaeva A.V., Shchukina T.V. & Kasatkina I.I. (2020). Analysis of the water absorption capacity of reed for use in eco-friendly filters. *IOP Conference Series: Materials Science and Engineering* **962**(3): 032005.
- Mitsch W.J. & Gosselink J.G. (1993). *Wetlands*. Second edition. Van Nostrand Reinhold. New York, New York, USA.
- Mitsch W.J. & Gosselink J.G. (2015). *Wetlands*. Wiley, New Jersey.
- Monty A., Bizoux J. P., Escarré J. & Mahy G. (2013). Rapid plant invasion in distinct climates involves different sources of phenotypic variation. *PLoS one* **8**(1): e55627.
- Mook J.H. & Van Der Toorn J. (1982). The influence of environmental factors and management on stands of *Phragmites australis*. Effects on yield and its relationship with shoot density. *Journal of Applied Ecology* **19**: 501-517.
- Morganti M., Manica M., Bogliani G., Gustin M., Luoni F., Trotti P., Perin V. & Brambilla M. (2019). Multi-species habitat models highlight the key importance of flooded reedbeds for inland wetland birds: Implications for management and conservation. *Avian Research* **10**(1): 1-13.
- Munteanu I. & Curelariu Gh. (1996). Soil Map, Romanian Danube Delta Biosphere Reserve, 1:100 000., Tulcea: Danube Delta National Institute for Research and Development, Lelystad: Directorate General for Water Management and Public Works of the Netherlands.
- Nagy C.G. (1977). Aspecte privind biologia dăunătorilor stufului și paraziților lor în Delta Dunării, Peuce V, Studii se comunicari de zoologie, Muzeul Delta Dunării, Tulcea, 105-108 pp.
- Nayak S.S., Pradhan S., Sahoo D. & Parida A., (2020). De novo transcriptome assembly and analysis of *Phragmites karka*, an invasive halophyte, to study the mechanism of salinity stress tolerance. *Scientific Reports* **10**(1): 5192.

- Németh N. & Lakner G. (2002). Some aspects of the purification efficiency of *Phragmites australis* in a root zone system. *Acta Biologica Szegediensis* **46**(3-4): 61-62.
- Neubert K., Mendgen K., Brinkmann H. & Wirsal S.G. (2006). Only a few fungal species dominate highly diverse mycofloras associated with the common reed. *Applied and Environmental Microbiology* **72**: 1118-1128.
- Nicotra A.B., Atkin O.K., Bonser S.P., Davidson A.M., Finnegan E.J., Mathesius U., Poot P., Purugganan M.D., Richards C.L., Valladares F. & van Kleunen M. (2010). Plant phenotypic plasticity in a changing climate. *Trends in plant science* **15**(12): 684-692.
- Niculescu S., Boissonnat J.-B., Lardeux C., Roberts D., Hanganu J., Billey A., Constantinescu A. & Doroftei M. (2020). Synergy of High-Resolution Radar și Optical Images Satellite for Identification și Mapping of Wetland Macrophytes on the Danube Delta. *Remote Sensing* **12** (14): 2188.
- Nikolov N. (2011). Current European Policies and Experience on Burning of the Stubble Fields and Organic Residues in Agriculture and Forestry Sectors. „Adaptation to Climate Change Impacts in Mountain Forest Ecosystems of Armenia” UNDP/GEF/00051202.
- NIS România (2017). Rapoartele NIS 2017. URL: <https://unfccc.int/process-and-meetings/transparency-and-reporting/reporting-and-review-under-the-convention/greenhouse-gas-inventories-annex-i-parties/submissions/national-inventory-submissions-2017>.
- Nole A., Rita A., Spatola M.F. & Borghetti M. (2022). Biogeographic variability in wildfire severity and post-fire vegetation recovery across the European forests via remote sensing-derived spectral metrics. *Science of the Total Environment* 823 pp.
- Nyárády E.I., Beldie Al., Morariu I. & Nyárády A. (1972). Genul 716 *Phragmites* Adans. 211-213 pp. In: Săvulescu T. (1972). Flora Republicii Socialiste România. Vol. XII. Editura Academiei Republicii Socialiste România.
- Oceania (2023). GBIF.org (02 mai 2023) GBIF Occurrence <https://doi.org/10.15468/dl.zd7yhw>.
- Oliveira J.S., Femandes J.A., Alves C., Morais J. & Urbano P. (1999). Metals in sediment and water of three reed (*Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud.) stands. *Hydrobiologia* **415**: 41-45.

- Onimaru K. & Yabe K. (1996). Comparisons of nutrient recovery and specific leaf area variation between *Carex lasiocarpa* var. *occultans* and *Carex thunbergii* var. *appendiculata* with reference to nutrient conditions and shading by *Phragmites australis*. *Ecological Research* **11**: 139-147.
- Oosterberg W., Menting G., Hanganu J., Gridin M. & Tudor M. (1998). Filtering capacity of the Mustaca reedbed, Danube Delta, Romania, RIZA work document **98**(165): 46.
- Oprea A. & Sîrbu C. (2010). Phytocoenotic surveys on some mesotrophic – eutrophic marshes in eastern Romania. *Journal of Plant Development* **17**: 75-108.
- Oprea A. (2005). Lista critică a plantelor vasculare din România. Editura Universității Alexandru Ioan Cuza, 668 p.
- Ordonanța de Urgență a Guvernului nr. 195/2005 privind protecția mediului și mai recent prin Ordonanța de Urgență nr. 38 din 6 aprilie 2022.
- Orson R.A. (1999). A paleoecological assessment of *Phragmites australis* în New England tidal marshes: Changes in plant community structure during the last few millennia. *Biological Invasions* **1**: 149-158.
- Ostendorp W. (1989). 'Die-back' of reeds in Europe—a critical review of literature. *Aquatic Botany* **35**(1): 5-26.
- Ostendorp W. (1993). Reed bed characteristics and significance of reeds in landscape ecology, *Limnologie aktueil, Seeuferzerslerung und Seeuferrenalurierung in Mitteleuropa*, Fischer Verlag· Sluttgart. Jena· New York **5**: 149-160.
- Packer J.G., Meyerson L.A., Skálová H., Pyšek P. & Kueffer C. (2017). Biological flora of the British Isles: *Phragmites australis*. *Journal of Ecology* **105**(4): 1123-1162.
- Paist A., Kask Ü. & Kask L. (2003). Composition of reed mineral matter and its behaviour at combustion. Poster, Reed Seminar, 21–22 August 2003, Salo, Sininen Talo, Finland.
- Parish F., Sirin A., Charman D., Joosten H., Minayeva T., Silvius M. & Stringer L. (Eds.) (2008). Assessment on Peatlands, Biodiversity and Climate Change: Main Report. Global Environment Centre, Kuala Lumpur and Wetlands International, Wageningen. ISBN: 978–983–43751-0-2.

- Park M.G. & Blossey B. (2008). Importance of plant traits and herbivory for invasiveness of *Phragmites australis* (Poaceae). *American Journal of Botany* **95**: 1557–1568.
- Paudel J. (2021). Beyond the blaze: the impact of forest fires on energy poverty. *Energy Economics* 101 pp.
- Payne R.E. & Blossey B. (2007). Presence and abundance of native and introduced *Phragmites australis* (Poaceae) in Falmouth, Massachusetts. *Rhodora* **109**(937): 96-100.
- Philipp K.R. & Field R.T. (2005). *Phragmites australis* expansion în Delaware Bay salt marshes. *Ecological Engineering* **25**(3): 275-291.
- POIM (2023). Proiect „Revizuirea planului de management și a regulamentului RBDD”, cod SMIS 2014+ 123322, finanțat prin Programul Operațional Infrastructură Mare 2014 -2020, Axa Prioritară 4 - Protecția mediului prin măsuri de conservare a biodiversității, monitorizarea calității aerului și decontaminare a siturilor poluate istoric, Obiectivul 4.1 Creșterea gradului de protecție și conservare a biodiversității și refacerea ecosistemelor degradate.
- Posea G. & Gâstescu P. (2005). Considerații geografice (Subcapitolul 2.5.1) în Delta Dunării și complexul lacustru Razim Sinoe (Cap. 2.5), In: Posea G. (coord.). *Tratat de geografie a României V, Câmpia Română, Dunărea, Podișul Dobrogei, Litoralul Românesc al Marii Negre și Platforma Continentală*, Editura Academiei Române, Institutul de Geografie, București, 967 p.
- Potschin M. & Haines-Young R. (2016). Defining and measuring ecosystem services. In: Potschin M., Haines-Young R., Fish R., Turner R.K. (eds) *Routledge Handbook of Ecosystem Services*. Routledge, London and New York, 25-44 pp.
- Pöyry (2006). China: Technical Assistance for the Sustainable Development of the Non-wood Pulp and Paper Industry. Review of Fiber and Raw Material Availability by Province. Technical Report, Module 3, Pöyry Forest Industry (Shanghai) Co. Ltd., 72 pp.
- Prakash C.K. (2023). Environmental and socioeconomic impacts of forest fires: A call for multilateral cooperation and management interventions. *Natural Hazards Research* **3**(2): 286-294.

- Press J.R., Shrestha K.K. & Sutton D.A. (2016). Annotated checklist of the flowering plants of Nepal. The Natural History Museum, London, U.K.
- Preston C.D., Pearman D.A. & Dines T.D. (2002). New Atlas of the British and Irish flora. Oxford University Press, Oxford, U.K.
- Pringle C.M., Blake G.A., Covich A.P., Buzby K.M. & Finley A. (1993). Effects of omnivorous shrimp in a montane tropical stream: sediment removal, disturbance of sessile invertebrates and enhancement of understory algal biomass. *Oecologia* **93**: 1–11.
- Programului IUCN pentru Europa de Est (1992). IUCN (Int. Union Conserv. Nat. and Nat. Resour.) East European Programme. 1992. Environmental status reports. Vol 4: Conservation status of the Danube Delta. IUCN-The World Conserv. Union. IUCN Publ. Serv. Unit, Cambridge, U.K. 107 pp.
- Pyšek P., Richardson D.M., Rejmánek M., Webster G.L., Williamson M. & Kirschner J. (2004). Alien plants in checklists and floras: towards better communication between taxonomists and ecologists. *Taxon* **53**: 131–143.
- Raicu P., Staicu S., Stoian V. & Roman T. (1972). The *Phragmites australis* Trin. Chromosome complement in the Danube delta. *Hydrobiology* **39**: 83–89.
- Raimondo D., von Staden L., Foden W., Victor J.E., Helme N.A., Turner R.C., Kamundi D.A. & Manyama P.A. (2009). Red List of South African Plants. Strelitzia 25. South African National Biodiversity Institute, Pretoria.
- Rawlins A. & Morris J. (2010). Social and economic aspects of peatland management in Northern Europe, particularly the English case. *Geoderma* **154**(3-4): 242-251.
- Reichel F. (2013). Bauschilf (Construction reed). URL: <http://www.bauschilf.at/produkte.htm> (accesat la 11 octombrie 2021).
- Rezania S., Park J., Rupani P.F., Darajeh N., Xu X. & Shahrokhishahraki R. (2019). Phytoremediation potential and control of *Phragmites australis* as a green phytomass: an overview. *Environmental Science and Pollution Research* **26**: 7428-7441.
- Roberts J. (2000). Changes in *Phragmites australis* in south-eastern Australia: A habitat assessment. *Folia Geobotanica* **35**: 353–362.

- Rodewald-Rudescu L. (1958). Schilfrohr und Fischkultur im Donaudelta (Reed stalk and fish culture in the Danube Delta). *Archiv für Hydrobiologie* **54**(3): 303–339. (in German)
- Rodewald-Rudescu L. (1974). Das Schilfrohr *Phragmites communis* Trinius (The Reed Stalk *Phragmites communis* Trinius). Die Binnen-gewässer (Inland Waters), Vol. XXVII, E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung (Nägele u. Obermiller), Stuttgart, 302 pp. (in German)
- Rodwell J.S. (1998). British Plant Communities Volume 4: Aquatic Communities, Swamps and Tall-Herb Fens. Cambridge University Press, Cambridge, U.K.
- Roman T. & Roman L. (1971). Fazele de vegetație și dinamica de creștere și dezvoltare la stuf în diferite condiții de regim hidrologic. SESDD Maliuc, Sinteză asupra temelor 3/1965, 1/1966 și 2D/1968. Tulcea: Institutul Național de Cercetare - Dezvoltare Delta Dunării.
- Rudescu L., Niculescu C. & Chivu I.P. (edit.) (1965). *Monografia stufului din delta Dunării*. Editura Academiei Republicii Socialiste România, Bucharest, Romania.
- Rühs M., Schäfer A. & Schröder C. (2016). Acceptance and implementation at the producer level. In: Wichtmann W, Schröder C, Joosten H (eds) Paludiculture –productive use of wet peatlands. Schweizerbart Science Publishers, Stuttgart, 168–171 pp.
- Russell I.A. & Kraaij T. (2008). Effects of cutting *Phragmites australis* along an inundation gradient, with implications for managing reed encroachment in a South African estuarine lake system. *Wetlands Ecology and Management* **16**: 383-393.
- Russell I.A. (2003). Long-term changes in the distribution of emergent aquatic plants in a brackish South African estuarine-lake system. *African Journal of Aquatic Science* **28**(2): 103–122.
- Saltonstall K. (2002). Cryptic invasion by a non-native genotype of the common reed, *Phragmites australis*, into North America. *Proceedings of the National Academy of Sciences U.S.A.* **99**: 2445–2449.
- Saltonstall K. (2005). Common reed fact sheet. Plant Conservation Alliance's Alien Plant Working Group.
- Saltonstall K., Peterson P.M. & Soreng R.J. (2004). Recognition of *Phragmites australis* subsp. *americanus* (Poaceae: Arundinoideae) în North

- America: evidence from morphological and genetic analyses. *Sida* **21**: 683-692.
- Sanda V., Öllerer K. & Burescu P. (2008). *Fitocenozele din România - sintaxonomie, structură, dinamică și evoluție*. Editura Ars Docendi, Universitatea din București, 525 p.
- Sarafraz S., Mohammad T.A., Norr M.J. & Laight A. (2009). Wastewater treatment using horizontal subsurface flow constructed wetland. *American Journal of Environmental Sciences* **5**(1): 99–105.
- Sastry N. (2002). Forest fires, air pollution, and mortality in Southeast Asia. *Demography* **39**(1): 1-23.
- Savcor (2006). China: Technical assistance for the sustainable development of the non-wood pulp and paper industry: Recommendation for long-term concept of non-wood pulp production. Conclusion report.
- Schaatke W. (1992). *Das Reetdach – Natürliches Wohnen unter sanftem Dach - Von der Uhrzeit bis heute (The Reed Roof - Natural Living Under a Soft Roof - From Primeval Times Until Today)*. Christians Verlag, Hamburg, 264 pp. (in German)
- Schaller L., Kantelhardt J. & Drösler M. (2011). Cultivating the climate: socio-economic prospects and consequences of climate-friendly peat land management in Germany. *Hydrobiologia* **674**: 91-104.
- Scholz M. & Xu J. (2002). Comparison of constructed reed beds with different filter media and macrophytes treating urban stream water contaminated with lead and copper. *Ecological Engineering* **18**: 385-390.
- Schuster J. (1985). *Schilfverwertung - Erntestudie (Reed utilization - harvesting study)*. Grosina: AGN-Forschungsprogramm und seine Umsetzung im Raum, 586–609 pp. (in German)
- Scott L. (1982). A late quaternary pollen record from Transvaal bushveld, South Africa. *Quaternary Research* **17**: 339–370.
- Shaltout K.H., Al-Sodany Y.M. & Eid E.M. (2006). Biology of common reed *Phragmites australis* (Cav.) Trin. Ex Steud.: review and inquiry. Assiut university center for environmental studies (Auces). 2-37 p.
- Sieben E.J.J, Collins N.B., Kotze D.C., Mofutsanyana S.S. & Janks M. (2017). Temperate grassy wetlands of South Africa: description, classification and explanatory environmental factors. *South African Journal of Botany* **113**: 68–76.

- Soreng R.J., Peterson P.M., Romaschenko K., Davidse G., Teisher J.K., Clark L.G., Barberá P., Gillespie L.J. & Zuloaga F.O. (2017). A worldwide phylogenetic classification of the *Poaceae* (*Gramineae*) II: An update and a comparison of two 2015 classifications. Invited review. *Journal of Systematics and Evolution* **55**: 259–290.
- Srivastava J., Kalra S.J. & Naraian R. (2014). Environmental perspectives of *Phragmites australis* (Cav.) Trin. Ex. Steudel. *Applied Water Science* **4**(3): 193-202.
- Stenman H. (2008). Reed Construction in the Baltic Sea Region. *Reports from Turku University of Applied Sciences* 68 pp.
- Sumalowitsch E. (2011). Rohrwolf. Schilfprodukte aus der Nationalparkregion Neusiedler See (Rohrwolf. Reed products from the national park region Lake Constance). (in German)
- Swanson G.A. & Duebbert H.F. (1989). Wetland habitats of waterfowl in the prairie pothole region. In: van der Valk, A. (ed.). Northern Prairie Wetlands. Iowa State University Press. 228-267 pp.
- Swearingen J. & Saltonstall K. (2010). *Phragmites* field guide: distinguishing native and exotic forms of common reed (*Phragmites australis*) în the United States. Weeds Gone Wild, Plant Conservation Alliance, Washington, DC, U.S.A.
- Szijártó N., Kádár Z., Varga E., Thomsen A.B., Costa-Ferreira M. & Réczey K. (2009). Pretreatment of reed by wet oxidation and subsequent utilization of the pretreated fibers for ethanol production. *Applied Biochemistry and Biotechnology* **155**(1–3): 386–396.
- Ștefan N., Gridin M., Constantinescu A., Grigoraș I. & Hanganu J. (1996). Analiza GIS a biomasei de tulpini verzi/uscate de stuf din RBDD, *Analele Științifice ale Institutului Delta Dunării, Tulcea* **2**: 213-219.
- Ștefan N., Sârbu I., Chifu T. & Hanganu J. (1995). Contribuții la fitocenologia stufărișurilor din Delta Dunării. *Analele Științifice ale Institutului Delta Dunării, Tulcea*, vol.III, fasc. I. 179-199 pp.
- Täckholm V. (1974). Students' flora of Egypt, 2nd Edition, Cairo University Publishing, Beirut, 888 pp.
- Täckholm V., Täckholm G. & Drar M. (1973). Flora of Egypt, vol. 1. Koeltz Scientific Books Pub., Königstein.
- Tanneberger F., Schröder C., Hohlbein M., Lenschow U., Permien T., Wichmann S. & Wichtmann W. (2020). Climate change mitigation through land use on rewetted peatlands—cross-sectoral spatial

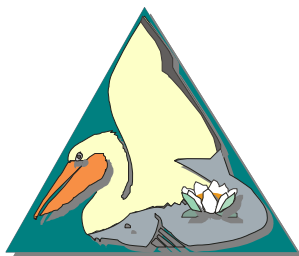
- planning for paludiculture in Northeast Germany. *Wetlands* **40**(6): 2309-2320.
- Tarnavaschi I.T. (1948). Die Chromosomenzahlen der Antophyten – Flora von Rumaenien mit einem Ausblick auf das Polyploidie-Problem. *Buletinul Gradinii Botanice Cluj*.
- Tarr J.A., Rooyen M.W. & Bothma J.D.P. (2004). The response of *Phragmites australis* to harvesting pressure in the Muzi swamp of the Tempe elephant park, South Africa. *Land Degradation & Development* **15**: 487–497.
- Tewksbury L., Casagrande R., Blossey B., Häfliger P. & Schwarländer M. (2002). Potential for biological control of *Phragmites australis* in North America. *Biological Control* **23**: 191-212.
- Thesiger W. (1964). *The Marsh Arabs*. Penguin Books, Harmondsworth, Middlesex, England.
- Thompson D.J. & Shay J.M. (1985). The effects of fire on *Phragmites australis* in the Delta Marsh, Manitoba. *Canadian Journal of Botany* **63**: 1864-1869.
- Tiemeyer B. & Kahle P. (2014). Nitrogen and dissolved organic carbon (DOC) losses from an artificially drained grassland on organic soils. *Biogeosciences* **11**(15): 4123-4137.
- Tikhomirov V.N. (2021). Obzor vidov *Phragmites* (*Poaceae*) Belarusi. A synopsis of *Phragmites* (*Poaceae*) for Belarus. *Novosti Sistematiki Vysshikh Rastenii* **52**: 8-20.
- Torrey J. (1843). *Flora of the State of New York* vol. II. Carroll and Cook, Albany, New York, U.S.A.
- Tóth V.R. & Szabó K. (2012). Morphometric structural analysis of *Phragmites australis* stands in Lake Balaton. *Annales De Limnologie-International Journal of Limnology* **48**: 241–251.
- Tscharntke T. (1992). Fragmentation of *Phragmites* habitats, minimum viable population size, habitat suitability, and local extinction of moths, midges, flies, aphids, and birds. *Conservation Biology* **6**: 530-536.
- Tscharntke T. (1999). Insects on common reed (*Phragmites australis*): community structure and the impact of herbivory on shoot growth. *Aquatic Botany* **64**: 399–410.
- Tsvelev N. & Probatova N. (2019). *Grasses of Russia*. KMK: Moscow, Russia. (In Russian)

- Talbure M.G., Johnston C.A. & Auger D.L. (2007). Rapid invasion of a Great Lakes coastal wetland by non-native *Phragmites australis* and *Typha*. *Journal of Great Lakes Research* **33**: 269-279.
- Turco M., Rosa-Cánovas J.J., Bedia J., Jerez S., Montávez J.P., Llasat M.C. & Provenzale A., (2018). Exacerbated fires in Mediterranean Europe due to anthropogenic warming projected with non-stationary climate-fire models. *Nature Communications* **9**(1): 1-9.
- Tutin T.G. (1980). *Phragmites* Adanson. 253 p. In: Tutin T. G., Heywood V. H., Burges N. A., Moore D. M., Valentine D. H., Walters S. M. & Webb D. A. (ed.): *Flora Europaea* 5. Cambridge.
- Tutt M. & Olt J. (2011). Suitability of various plant species for bioethanol production. *Agronomy Research* **9**(1): 261-267.
- Tyler G.A. (1992). Reed-beds, their wildlife and requirements. B. Requirements of birds in reed-beds. In *Reed-beds for Wildlife* (ed. D. Ward), 57–64 pp. RSPB and University of Bristol Information Press, Oxford, UK.
- Țupu E. (2021). *Flora și vegetația Dealurilor Tulcei. Dobrogea de Nord*. Editura Universității “Alexandru Ioan Cuza”, Iași, 392 p.
- Uddin M.N., Robinson R.W., Buultjens A., Al Harun M.A.Y. & Shampa S.H. (2017). Role of allelopathy of *Phragmites australis* în its invasion processes. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **486**: 237-244.
- UNEP/WCMC (United Nations Environmental Programme/World Conservation Monitoring Centre) (2009) *Danube Delta, Romania*. Report, Cambridge.
- UNFCCC (2016). *National Inventory Submissions 2016*. United Nations Framework Convention on Climate Change (UNFCCC).
- USDA-ARS (2008). *Germplasm Resources Information Network (GRIN)*. Online Database. Beltsville, Maryland, U.S.A.: National Germplasm Resources Laboratory.
- Valdés B. & Scholz H. (2009). *Poaceae* (pro parte majore). In: *Euro+Med PlantBase – the information resource for EuroMediterranean plant diversity*.
- Valkama E., Lyytinen S. & Koricheva J. (2008). The impact of reed management on wildlife: A meta-analytical review of European studies. *Biological Conservation* **141**: 364-374.

- Valkó O., Török P., Deák B. & Tóthmérész B. (2014). Prospects and limitations of prescribed burning as a management tool in European grasslands. *Basic and applied Ecology* **15**(1): 26-33.
- Van Coller A., Rogers K. & Heritage G. (1997). Linking riparian vegetation types and fluvial geomorphology along the Sabie River within the Kruger National Park, South Africa. *African Journal of Ecology* **35**: 194–212.
- Van Der Putten W.H. (1995). Effects of interaction between eutrophication and major environmental factors on the ecosystem stability of reed vegetation in European land-water ecotones. Final project report to the European Commission (contract no. EV5V-CT92-0083). Netherlands Institute of Terrestrial Ecology, Heteren, The Netherlands.
- van der Putten W.H. (1997). Die-back of *Phragmites australis* in European wetlands: an overview of the European Research Programme on reed die-back and progression (1993–1994). *Aquatic Botany* **59**: 263-275.
- Vassilev K., Ruprecht E., Alexiu V., Becker T., Beldean M., Biță-Nicolae C., Csergo A.M., Dzhovanova I., Filipova E., Pál F.J., Gafta D., Georgieva M., Markus S., Goia I., Gumus M., Hennekens S.M., Janišová M., Knollová I., Koleva V., Kostadinova S., Kuzmanovic N., Loos J., Mardari C., Michl T., Neblea M.A., Nicoară R.I., Novák P., Öllerer K., Onete M., Palpurina S., Paulini I., Pedashenko H., Pușcaș M., Roman A., Šibík J., Sîrbu C., Stancu D.I., Sutcliffe L.M.E., Szabó A., Tomescu C.V., Totev E., Tsvetanov B., Turtureanu P.D., Vassileva P., Velez N. & Dengler J. (2018). The Romanian Grassland Database (RGD): historical background, current status and future perspectives. *Phytocoenologia* **48**: 91–100.
- Verlaque R., Hardion L., Lambertini C., Canavan K., Verlaque M. & Vila B. (2023). New highlights on Old World giant *Phragmites* (*Poaceae*) using leaf and floral bract microscopic characters. *Aquatic Botany* (184).
- Vespremeanu-Stroe A., Preoteasa L., Zăinescu F. & Tătui F. (2017). The Evolution of Danube Delta After Black Sea Reconnection to World Ocean. In Landform Dynamics și Evolution in Romania, edited by Maria Radoane și Alfred Vespremeanu-Stroe, 521–49. Springer Geography. Cham: Springer International Publishing

- Vymazal J., Švehla J., Kröpfelová L. & Chrastný V. (2007). Trace metals in *Phragmites australis* and *Phalaris arundinacea* growing in constructed and natural wetlands. *Science of the total environment* **380**(1-3): 154-162.
- Wardle D.A., Bardgett R.D., Klironomos J.N., Setälä H., Van D.P.W.H. & Wall D.H. (2004). Ecological Linkages between Aboveground and Belowground Biota. *Science* **304**(5677): 1629–1633.
- Wayman M. (1973). Guide for Planning Pulp and Paper Enterprises. *Food and Agriculture Organization Forestry and Forest Products Studies* **18**: 379.
- Weaver J.E. & Himmel W. (1930). Relation of increased water content and decreased aeration to root development în hydrophytes. *Plant Physiology* **5**: 69-92.
- Weber E. (2003). Invasive plant species of the world: A reference guide to environmental weeds. Wallingford, U.K.: CAB International, 548 p.
- Westlake D.F. (1963). Comparisons of plant productivity. *Biological Reviews* **38**: 385–425.
- WFO (2023). *Phragmites australis* (Cav.) Steud. URL: <http://www.worldfloraonline.org/taxon/wfo-0000890172>. (accesat la 03 mai 2023).
- White G. (2009). The Future of Reedbed Management. Information and Advice Note, Version 7, July 2009, RSPB, Sandy, 11 pp.
- Wichmann S. & Köbbing J.F. (2015). Common reed for thatching – a first review of the European market. *Industrial Crops and Products* **77**: 1063–1073.
- Wichmann S. & Wichtmann W. (2009). Bericht zum Forschungs-und Entwicklungsprojekt-Energiebiomasse aus Niedermooren (ENIM) (Report on the Research and Development Project Energy Biomass from Fens). Institut für Dauerhaft Umweltgerechte Entwicklung der Naturräume der Erde (DUENE), Greifswald, Germany, 190 pp. (in German).
- Wichmann S. (2018). Economic incentives for climate smart agriculture on peatlands in the EU. Proceedings of the Greifswald Mire Centre 01/2018 (ISSN 2627-910X).
- Wichtmann W., Schröder C. & Joosten H. (2016). Paludiculture-productive use of wet peatlands. *Schweizerbart Science Publishers*, Stuttgart.

- Wijte A. & Gallagher J.L. (1996). Effect of oxygen availability and salinity on early life history stages of salt marsh plants. I. Different germination strategies of *Spartina alterniflora* and *Phragmites australis* (Poaceae). *American Journal of Botany* **83**: 1337-1342.
- Williams A.P., Abatzoglou J.T., Gershunov A., Guzman-Morales J., Bishop D.A., Balch J.K. & Lettenmaier D.P. (2019). Observed impacts of anthropogenic climate change on wildfire in California. *Earth's Future* **7**(8): 892-910.
- Wilson D., Blain D., Couwenberg J., Evans C.D., Murdiyarsa D., Page S.E., Renou-Wilson F., Rieley J.O., Sirin A., Strack M. & Tuittila E.S. (2016). Greenhouse gas emission factors associated with rewetting of organic soils. *Mires and Peat* **17**(04):1-28.
- Xie L., Jespersen E., Ye S., Pei L., Song H., Guo X., Guo W., Brix H. & Eller F. (2021). Intraspecific differences of Asian/Australian *Phragmites australis* subgroups reveal no potentially invasive traits. *Hydrobiologia* **848**: 3331-3351.
- Yıldırım Ş. & Dinç M. (2003). The first gathering record of *Phragmites frutescens* H. Scholz (Poaceae) from Turkey. *Ot Sistematik Botanik Dergisi. The Herb Journal of Systematic Botany* **10**: 27-30.
- Zemlin R., Kuhl H. & Kohl J.G. (2000). Effects of seasonal temperature on shoot growth dynamics and shoot morphology of common reed (*Phragmites australis*). *Wetlands Ecology and Management* **8**: 447-457.
- Zhu Z., Jiang C., Zhong M. & Huafu W. (1998). Status, trends and prospects for non-wood and recycled fibre in China. Working Paper No. APFSOS/WP/35, Asia-Pacific Forestry Sector Outlook Study, FAO Forestry Policy and Planning Division, Rome, Regional Office for Asia and the Pacific, Bangkok, 37 pp.
- Zylinski S., Swan M. & Sitters H. (2022). Interrelationships between fire, habitat, and mammals in a fragmented heathy woodland. *Forest Ecology and Management* 522 pp.
- ****, 2022a. Studiu de evaluare a potențialului de utilizare durabilă a resurselor vegetale pe teritoriul Rezervației Biosferei Delta Dunării.
- ***<https://www.dronedeploy.com>



- Silviu COVALIOV (n. 1975, la Tulcea) cercetător, expert în flora și vegetația zonelor umede. A absolvit cursurile Universității Transilvania din Brașov, obținând diploma de subinginer în Specializarea Controlul Calității Mediului și cursurile Universității „Lucian Blaga” din Sibiu – Facultatea de Ecologie și Protecția Mediului, obținând diploma de biolog – Specializarea Botanică. Din 2001, este angajat al Institutului Național de Cercetare – Dezvoltare Delta Dunării Tulcea, activând în proiectele de cercetare-dezvoltare privind evaluarea resurselor naturale vegetale (stuf, pășuni, plante medicinale, plante melifere, ciuperci comestibile), investigații de floră și vegetație, studii de impact, GIS (Sistem Informațional Geografic), reconstrucție ecologică și cartare cu drona.
- Mihai DOROFTEI (n. 1977, la Tulcea). Începând cu august 2004, lucrează ca cercetător la Institutul Național de Cercetare și Dezvoltare Delta Dunării. Studiile doctorale le-a absolvit în 2010 la Universitatea “Ovidius” din Constanța. În 2022 a încheiat un stagiu de pregătire în cadrul Programului Fulbright - Visiting Scholar la Universitatea de Stat din Oregon, Corvallis, USA în domeniul reconstrucției ecologice și reabilitării habitatelor zonelor umede. A coordonat 16 proiecte și contracte de cercetare iar în alte 52 a lucrat ca expert în cartarea vegetației și speciilor de plante - inventariere, ecologie, invazivitate, conservare, evaluarea resurselor naturale, probleme legate de schimbările climatice și restaurarea habitatelor și speciilor. A publicat 60 de lucrări științifice (articole, cărți, capitole de cărți, hărți tematice).
- Simona Dumitrița CHIRILĂ (n. 1994, la Văratec, Târgu Neamț). Studiile universitare le-a absolvit la Universitatea „Alexandru Ioan Cuza” din Iași. A absolvit Facultatea de Biologie, în anul 2016, specializarea Biologie, și a finalizat programul de masterat „Conservarea Biodiversității”, în anul 2018. În anul 2022, a susținut teza de doctorat în cadrul aceleiași facultăți. În prezent, desfășoară activități de cercetare la Institutul Național de Cercetare-Dezvoltare Delta Dunării, concentrându-se atât pe analiza conservării, cât și pe exploatarea resurselor vegetale din Delta Dunării.
- Jenică HANGANU (n. 1956, la Ciocani, Vaslui). Cercetător, expert în reconstrucția ecologică a zonelor umede. Studiile doctorale le-a absolvit la Universitatea „Alexandru Ioan Cuza” din Iași, în anul 1998. A obținut o diplomă de absolvire în cadrul Universității din Massachusetts, Amherst, SUA ca expert în teledetecție, GIS (Sistem Informațional Geografic), fotointerpretare și procesare imagini satelitare. A activat în cadrul Institutului Național de Cercetare-Dezvoltare Delta Dunării începând cu 1984 principalele activități fiind de elaborare a studiilor pedologice, cartare a vegetației, managementul resurselor naturale vegetale din Delta Dunării și de reconstrucție ecologică a zonelor umede degradate. A fost Coordonatorul Departamentului de Restaurare Ecologică și Reabilitare specii și coordonator national al proiectului Corine Land Cover al Agenției Europene de Mediu. A participat în proiecte și programe internaționale ale Uniunii Europene (Framework Programme, Orizont 2000, Interreg Europe, Black Sea), PIN-MATRA,



2023, Institutul Național de Cercetare Dezvoltare Delta Dunării,
C.I.T.D.D. – Centrul de Informare Tehnologică Delta Dunării,
Tulcea, România
ISBN 978-606-8896-07-6