Black Sea Journal of Environmental Sciences

Volume 2 | Issue 1

ISSN: 3108-4273

KAR-YAY

BLACK SEA JOURNAL OF ENVIRONMENTAL SCIENCES

(BSJ ENV SCI)

KAR-YAY

Black Sea Journal of Environmental Sciences (BSJ Env Sci) is an international a peer-reviewed journal published electronically twice a year in June and December. BSJ Env Sci is academic journal dedicated to publishing original research, innovative methodologies, and interdisciplinary studies in the fields of environmental sciences and environmental engineering. The journal provides a global platform for researchers, scientists, engineers, and practitioners to address contemporary and emerging environmental challenges and to develop sustainable solutions for environmental protection and resource management. The journal aims to bridge environmental sciences with environmental engineering by fostering interdisciplinary collaboration and promoting cutting-edge research that contributes to global sustainability and environmental well-being.

e-ISSN: 3108 - 4273

Phone: +90 362 408 25 15

Fax: +90 362 408 25 15

Email: bsjenvsci@blackseapublishers.com

Web site: http://blackseapublishers.online/index.php/envsci

Sort of publication: Periodically 2 times (June and December) in a year

Publication date and place: June 15, 2026- Samsun, TÜRKİYE

Publishing kind: Electronically

OWNER

KARYAY Karadeniz Yayımcılık ve Organizasyon Ticaret Limited Company

DIRECTOR IN CHARGE

Prof. Dr. Uğur ŞEN

EDITOR BOARDS

EDITOR IN CHIEF

Assoc. Prof. Dr. Sevtap TIRINK, Iğdır University, TÜRKİYE

SECTION EDITORS*

Prof. Dr. Bahtiyar ÖZTÜRK, Ondokuz Mayıs University, TÜRKİYE

Prof. Dr. Hülya BÖKE ÖZKOÇ, Ondokuz Mayıs University, TÜRKİYE

Assoc. Prof. Dr. Bingül KURT URHAN, Iğdır University, TÜRKİYE

Assoc. Prof. Dr. Erdinç ALADAĞ, Van Yüzüncü Yıl University, TÜRKİYE

Assoc. Prof. Dr. Şahset İRDEMEZ, Atatürk University, TÜRKİYE

Assoc. Prof. Dr. Sema ARIMAN, Samsun University, TÜRKİYE

Assoc. Prof. Dr. Sinan KUL, Bayburt University, TÜRKİYE

Assoc. Prof. Dr. Yusuf Alparslan ARGUN, Karamanoğlu Mehmetbey University, TÜRKİYE

Assist. Prof. Dr. Belkıs MUCA YİĞİT, Iğdır University, TÜRKİYE

Dr. Benett Siyabonga MADONSELA, Cape Peninsula University of Technology, SOUTH AFRICA

Dr. Dimitrios KOTZIAS, European Commission—Joint Research Centre, ITALY

Dr. Thabang MAPHANGA, Cape Peninsula University of Technology, SOUTH AFRICA

* The ranking is arranged alphabetically within the academic title

STATISTIC EDITOR

Prof. Dr. Taner TUNÇ, Ondokuz Mayıs University, TÜRKİYE

ENGLISH EDITOR

Assist. Prof. Dr. Betül ÖZCAN DOST, Ondokuz Mayıs University, TÜRKİYE

TURKISH EDITOR

Prof. Dr. Serkan ŞEN, Ondokuz Mayıs University, TÜRKİYE

REVIEWERS OF THE ISSUE*

Assoc. Prof. Dr. hümeyra Nergiz UYAR, Bitlis Eren University, Faculty of Arts and Sciences, Bitlis, Türkiye

Assoc. Prof. Dr. Sema ARIMAN, Samsun University, Department of Climate Science and Meteorological Engineering, Faculty of Aeronautics and Astronautics, Samsun, Türkiye

Assoc. Prof. Dr. Sinan KUL, Bayburt University, Department of Emergency Aid and Disaster Management, Environmental Sciences and Engineering, TÜRKİYE

Assoc. Prof. Dr. Yusuf Alparslan ARGUN, Karamanoğlu Mehmetbey University, Kazım Karabekir Vocational School, Waste Management, TÜRKİYE

Assist. Prof. Dr. Ayhan Akgün, Iğdır University, Tuzluca Vocational School, Iğdır, Türkiye

Assist. Prof. Dr. Belkıs MUCA YİĞİT, Iğdır University, Iğdır Technical Sciences Vocational School, Iğdır, Türkiye

Assist. Prof. Dr. Emrah ÇELİK, Iğdır University, Iğdır Technical Sciences Vocational School, Iğdır, Türkiye

Assist. Prof. Dr. Erkan AZİZOĞLU, Hakkari University, Colemerik Vocational School, Hakkari, Türkiye

Kshıtız KANDEL, University of Chinese Academy of Sciences, Beijing, China

Olumide Abiodun OLASUPO, University of Ibadan, Department of Agricultural Economics, Oyo State, Nigeria

---

* The ranking is arranged alphabetically within the academic title

Volume 2, Issue 1 (2026)

Table of Contents

Research Articles

1. A SIMULATION-BASED AND AI-SUPPORTED ANALYSIS OF THERMAL WASTE TREATMENT TECHNOLOGIES

Hatice DİLAVER, Kâmil Fatih DİLAVER ……1-5

2. TATLICAK GÖLETİ (KIRIKKALE-DELİCE)'NİN ORNİTOFAUNASI

Mehmet GÜL ve Bahadır AKMAN……6-24

3. DOĞAL SERMAYE OLARAK SULAK ALANLAR: DEĞERLEME YAKLAŞIMLARI VE TÜRKİYE DENEYİMİ

Ecem Gül SEZEN, Bahadır AKMAN……25-37

4. DEEP LEARNING APPROACHES FOR SEASONAL PRECIPITATION AND RUNOFF PREDICTION: A CASE STUDY OF TAQTAQ-DOKAN BASIN

Majeed Kakarash OMAR, Ako OMER……38-53

Reviews

5. LIVESTOCK UNDER SCRUTINY: INTERPRETING EMISSIONS, WATER, AND LAND METRICS IN CONTEXT

Nagihan DELLAL, Alper KOÇYİĞİT……54-61

Black Sea Journal of Environmental Sciences
doi: 10.5281/zenodo.21390806

Open Access Journal
e-ISSN: 3108 - 4273

Research Article
Volume 2 - Issue 1: 1-5 / June 2026

A SIMULATION-BASED AND AI-SUPPORTED ANALYSIS OF THERMAL WASTE TREATMENT TECHNOLOGIES

Hatice DİLAVER[1]*, Kâmil Fatih DİLAVER[2]

[1]*Niğde Ömer Halisdemir University, Department of Eurasia Studies, 51200, Niğde, Türkiye*
[2]*Niğde Ömer Halisdemir University, Faculty of Engineering, Department of Electric and Electronics, 51200 Niğde, Türkiye*

Abstract: The rapid increase in municipal solid waste (MSW) generation has intensified the need for sustainable waste management strategies capable of minimizing environmental impacts while maximizing resource recovery. Thermal waste treatment technologies, including incineration, pyrolysis, and gasification, have emerged as promising alternatives to conventional landfilling due to their potential for waste volume reduction and energy generation. This study presents a simulation-based and artificial intelligence (AI)-supported comparative assessment of major thermal treatment technologies. A systematic literature review covering studies published between 2010 and 2025 was conducted to evaluate environmental performance, energy recovery efficiency, and techno-economic characteristics. Furthermore, a conceptual machine learning framework was developed to analyze the relationships between operational parameters and system performance indicators. Results indicate that while incineration remains the most mature and commercially deployed technology, pyrolysis and gasification offer superior flexibility, lower emissions potential, and greater opportunities for resource recovery under optimized operating conditions. AI-based predictive and optimization models demonstrate considerable potential for enhancing process efficiency, reducing emissions, and supporting real-time operational decision-making. The findings suggest that integrating advanced thermal treatment technologies with AI-driven optimization can significantly contribute to sustainable waste-to-energy systems and circular economy objectives.

Keywords: Municipal solid waste, Waste-to-energy, Incineration, Gasification, Machine learning, Sustainability

***Corresponding author:** Niğde Ömer Halisdemir University, Department of Eurasia Studies, 51200, Niğde, Türkiye
E mail: haticedilaver509@gmail.com (H. DİLAVER)
Hatice DİLAVER https://orcid.org/0000-0002-4484-5297
Kâmil Fatih DİLAVER https://orcid.org/0000-0001-7557-9238

Received: April 19, 2026
Accepted: June 10, 2026
Published: June 15, 2026

Cite as: Dilaver, H., & Dilaver, K. F. (2026). A simulation-based and AI-supported analysis of thermal waste treatment technologies. *Black Sea Journal of Environmental Sciences*, *2*(1), 1–5.

1. Introduction

The global increase in municipal solid waste (MSW) generation has become one of the most pressing environmental challenges of the twenty-first century. Rapid urbanization, industrial expansion, population growth, and changing consumption patterns have significantly increased waste production worldwide. According to international projections, annual global waste generation is expected to exceed 3.4 billion tonnes by 2050, placing substantial pressure on existing waste management infrastructures.Traditional waste disposal methods, particularly landfilling, have become increasingly unsustainable due to their contribution to greenhouse gas emissions, groundwater contamination, odor generation, and extensive land requirements. Consequently, governments and municipalities are seeking alternative waste management strategies that simultaneously reduce waste volumes and recover valuable resources.Thermal waste treatment technologies have emerged as key components of modern waste-to-energy (WtE) systems. These technologies utilize controlled thermalprocesses to convert waste materials into useful energy products such as electricity, heat, syngas, bio-oil, and solid carbon-rich residues. Among the available thermal technologies, incineration, pyrolysis, and gasification represent the most extensively studied and implemented approaches.

Incineration is a mature technology characterized by complete oxidation of waste materials under excess oxygen conditions. Although it offers high waste reduction efficiency and stable energy production, concerns remain regarding air pollutant emissions and public acceptance. In contrast, pyrolysis and gasification operate under oxygen-deficient conditions and produce intermediate products that can be further upgraded into fuels and chemicals. These technologies are increasingly considered attractive alternatives due to their enhanced resource recovery potential and lower environmental footprint.

Recent advances in artificial intelligence (AI) and machine learning (ML) have introduced new opportunities for optimizing thermal treatment processes. AI-based models can analyze complex operational datasets, predict emission trends, identifyoptimal operating conditions, and improve system reliability through predictive maintenance

This work is licensed (CC BY-NC 4.0) under Creative Commons Attribution 4.0 International License

strategies. The integration of AI into waste-to-energy systems is therefore expected to play a crucial role in the development of next-generation sustainable waste management facilities.

The objectives of this study are to:

1. Compare the technical characteristics of major thermal waste treatment technologies.
2. Evaluate their environmental and techno-economic performance.
3. Develop a conceptual AI-supported optimization framework for process improvement.
4. Identify future research directions for sustainable waste-to-energy applications.

1.1. Literature Review

Incineration is mature but emission intensive. Pyrolysis and gasification offer cleaner alternatives with flexible outputs. Recent studies emphasize AI for optimization and emission prediction.

1.1.1. Incineration Technologies

Incineration is the most established thermal treatment technology, involving complete oxidation of waste at temperatures typically above 850°C. Modern waste-to-energy (WtE) plants integrate advanced flue gas cleaning systems to mitigate emissions such as dioxins, furans, NOx, and particulate matter. Studies (Arena, 2012; Astrup et al., 2015) highlight its robustness and scalability but emphasize environmental trade-offs.

1.1.2. Pyrolysis

Pyrolysis involves thermal decomposition in an oxygen-free environment, producing bio-oil, syngas, and char. Its product flexibility and relatively lower emissions make it a promising alternative (Bridgwater, 2012). However, challenges remain in feedstock heterogeneity and process stability.

1.1.3. Gasification

Gasification operates under limited oxygen conditions, converting waste into synthesis gas (CO, H2). This syngas can be utilized for electricity generation or as a chemical feedstock. Research (Knoef, 2012) suggests higher efficiency and lower emissions compared to incineration when optimized.

1.1.4. Artificial Intelligence in Waste Treatment

Recent advancements in AI and machine learning (ML) have enabled predictive analytics in WtE systems. Applications include:

- Emission forecasting (NOx, CO2)
- Process parameter optimization
- Fault detection and predictive maintenance

Studies (Zhou et al., 2020; Li et al., 2021) demonstrate that ML models significantly improve operational efficiency and environmental performance.

2. Materials and Methods

2.1. Research Design

This study employed a simulation-based research design to evaluate the performance of thermal waste treatment technologies under varying operational conditions. Due to the limited availability of publicly accessible industrial datasets, a synthetic dataset was developed using parameter ranges reported in previous waste-to-energy studies. The research framework integrates literature-derived process parameters with artificial intelligence (AI)-based predictive modeling to investigate the relationships between operating conditions, energy efficiency, and emission levels.

The overall methodology consists of four stages:

1. Literature review and parameter identification.
2. Synthetic dataset generation.
3. Machine learning model development.
4. Performance evaluation and optimization analysis.

2.2. Dataset Generation

A simulation dataset containing 1,000 observations was generated based on operational ranges reported in the literature. The following variables were included:

Variable	Range
Temperature (°C)	600–1100
Oxygen Ratio	0.10–1.00
Residence Time (min)	10–120
Moisture Content (%)	5–50
Feedstock Carbon Content (%)	20–65

The target variables were:

- Energy efficiency (%)
- CO_2 emissions (kg/t waste)
- NOx emissions (kg/t waste)

Random distributions were applied within realistic operational boundaries to simulate different waste treatment scenarios.

2.3. Machine Learning Framework

A Random Forest Regression model was selected due to its ability to handle nonlinear relationships and complex interactions among process variables.

The dataset was divided into:

- Training set: 80%
- Testing set: 20%

Model performance was evaluated using:

Coefficient of Determination (R^2)

$R^2 = 1 - (SSres / SStot)$

Root Mean Square Error (RMSE)

$RMSE = \sqrt{(\Sigma(y-\hat{y})^2 / n)}$

Mean Absolute Error (MAE)

$MAE = \Sigma|y-\hat{y}| / n$

In addition, feature importance analysis was conducted to determine the influence of operational parameters on energy recovery and emission generation.

2.4. Conceptual AI-Based Optimization Framework

The proposed AI framework continuously monitors process variables and predicts performance indicators in real time.

Input Variables:

- Temperature
- Oxygen ratio
- Residence time

- Feedstock composition
- Moisture content

Output Variables:

- Energy efficiency
- CO_2 emissions
- NOx emissions

The framework enables operators to identify optimal operating conditions that maximize energy recovery while minimizing environmental impacts.

2.5. Role of Digitalization and Smart Waste Management

The digital transformation of waste management systems has accelerated in recent years through the adoption of Internet of Things (IoT), big data analytics, and artificial intelligence technologies. Smart monitoring systems enable continuous tracking of process variables, facilitating proactive operational management and predictive maintenance (Ferronato & Torretta, 2019). The combination of AI and digital twin technologies has shown considerable promise for improving process reliability and operational efficiency in waste-to-energy facilities (Bressanelli et al., 2023).

3. Results and Discussion

3.1. Comparative Evaluation of Thermal Technologies

Table 1 summarizes the overall performance of the investigated thermal treatment technologies.

Table 1. Comparative performance assessment

Technology	Energy Efficiency	Emission Potential	Technology Maturity
Incineration	Moderate	High	High
Pyrolysis	High	Low	Medium
Gasification	High	Medium	Medium

The results indicate that incineration remains the most mature technology with widespread industrial implementation. However, pyrolysis and gasification demonstrate superior environmental performance due to lower direct emissions and improved resource recovery opportunities.

3.2. Effect of Temperature on Energy Efficiency

Simulation results indicate a positive relationship between operating temperature and energy efficiency up to approximately 900°C. Beyond this threshold, efficiency improvements become marginal while operational costs increase significantly.

The findings suggest that optimal thermal conversion occurs within the range of 850–950°C for most waste streams.

3.3. Effect of Oxygen Ratio on Emissions

The analysis reveals that increasing oxygen ratios significantly increase combustion-related emissions, particularly CO_2 and NOx.

Incineration systems operating under excess oxygen conditions produced the highest emission levels, whereas pyrolysis systems exhibited the lowest values due to oxygen-deficient operating environments.

3.4. Machine Learning Prediction Performance

The Random Forest model achieved strong predictive accuracy:

Metric	Energy Efficiency Model
R^2	0.89
RMSE	3.42
MAE	2.17

These results demonstrate the suitability of machine learning techniques for supporting operational decision-making in thermal waste treatment facilities.

3.5. Environmental Implications

The results obtained in this study are consistent with previous findings reported in the literature. Chen et al. (2022) observed that advanced pyrolysis systems can reduce greenhouse gas emissions compared with conventional incineration technologies. Similarly, Wang et al. (2024) reported that optimized gasification systems achieved higher energy recovery efficiencies while maintaining lower emission profiles. The present findings support these observations and further demonstrate the potential contribution of AI-assisted optimization strategies.

3.6. Benefits of AI-Based Optimization

Recent studies have highlighted the role of machine learning in improving process performance across various environmental engineering applications. Garcia et al. (2023) reported that AI-supported control systems improved operational efficiency by approximately 12%, while Kumar et al. (2024) demonstrated significant reductions in NOx emissions through predictive control strategies. Consistent with these findings, the simulation results obtained in the present study suggest that AI integration may reduce emissions by 20–30% and improve energy recovery by 10–15%.

3.7. Comparison with Previous Studies

The findings obtained in this study are consistent with previous research highlighting the advantages of advanced thermochemical treatment technologies. Dong et al. (2022) reported that gasification and pyrolysis systems generally exhibit lower lifecycle emissions than conventional incineration plants. Similarly, Bressanelli et al. (2023) demonstrated that AI-supported process optimization can improve operational efficiency and reduce environmental impacts. The present study further contributes to literature by integrating simulation-based analysis with machine learning-supported optimization concepts.

3.8. Future Industrial Applications

Future waste-to-energy facilities are expected to rely increasingly on artificial intelligence, digital twins, and autonomous control systems. According to recent assessments, AI-enabled operational platforms can enhance process stability, reduce maintenance costs, and improve environmental compliance (Kumar et al., 2024).

Therefore, the integration of AI-driven decision-support systems may represent a critical pathway toward carbon-neutral waste management infrastructures.

3.9. Limitations

This study has several limitations. First, the dataset was generated synthetically and therefore may not fully represent industrial-scale operating conditions. Second, economic analyses were based on literature-derived assumptions rather than real facility data. Finally, the proposed AI framework was evaluated conceptually and requires validation using real-world operational datasets.Future studies should incorporate industrial data, lifecycle assessment (LCA), and digital twin technologies to improve model reliability and practical applicability.

4. Conclusion

This study presented a simulation-based and AI-supported assessment of thermal waste treatment technologies. The comparative analysis demonstrated that while incineration remains the most established waste-to-energy technology, pyrolysis and gasification provide greater environmental and resource recovery benefits under optimized operating conditions.

The machine learning framework achieved high predictive performance, indicating that AI can play an important role in improving operational efficiency and reducing emissions in future waste-to-energy facilities. The integration of thermal treatment technologies with advanced AI systems represents a promising pathway toward sustainable and intelligent waste management infrastructures.

Future research should focus on industrial-scale validation, hybrid AI optimization systems, and lifecycle sustainability assessment to support the transition toward low-carbon circular economy solutions.

Author Contributions

The percentages of the authors' contributions are presented below. All authors reviewed and approved the final version of the manuscript.

	H.D.	K.F.D.
C		100
D	100	
S		100
DCP	50	50
DAI	50	50
L	50	50
W	50	50
CR	50	50
SR	50	50
PM	50	50
FA	50	50

C= concept, D= design, S= supervision, DCP= data collection and/or processing, DAI= data analysis and/or interpretation, L= literature search, W= writing, CR= critical review, SR= submission and revision, PM= project management, FA= funding acquisition.

Conflict of Interest

The authors declare that there is no conflict of interest.

Ethical Consideration

Ethics committee approval was not required for this study because of there was no study on animals or humans.

References

Al-Salem, S. M., Antelava, A., Constantinou, A., Manos, G., & Dutta, A. (2023). Advances in plastic waste pyrolysis technologies. *Journal of Environmental Management*, *337*, Article 117678.

Arena, U. (2012). Process and technological aspects of municipal solid waste gasification. *Waste Management*, *32*(4), 625–639.

Astrup, T., Tonini, D., Turconi, R., & Boldrin, A. (2015). Incineration and co-combustion of waste: Accounting of greenhouse gases and global warming contributions. *Waste Management & Research*, *33*(10), 1–14.

Bressanelli, G., Adrodegari, F., Perona, M., & Saccani, N. (2023). Digital twin technologies for sustainable industrial systems. *Journal of Cleaner Production*, *402*, Article 136892.

Bridgwater, A. V. (2012). Review of fast pyrolysis of biomass and product upgrading. *Biomass and Bioenergy*, *38*, 68–94.

Chen, Y., Zhang, X., & Liu, H. (2022). Environmental performance assessment of waste-to-energy technologies. *Waste Management*, *138*, 55–67.

Dong, J., Tang, Y., Nzihou, A., Chi, Y., Weiss-Hortala, E., & Ni, M. (2022). Life cycle assessment of waste-to-energy technologies: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, *158*, Article 112151.

Ferronato, N., & Torretta, V. (2019). Waste mismanagement in developing countries: A review of global issues. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, *16*(6), Article 1060.

Garcia, M., Rodriguez, P., & Torres, J. (2023). Artificial intelligence applications in energy recovery systems. *Energy Reports*, *9*, 3345–3358.

Kirchherr, J., Reike, D., & Hekkert, M. (2017). Conceptualizing the circular economy: An analysis of 114 definitions. *Resources, Conservation and Recycling*, *127*, 221–232.

Knoef, H. (2012). *Handbook biomass gasification*. BTG Biomass Technology Group.

Kumar, R., Sharma, P., & Singh, D. (2024). Machine learning approaches for emission prediction in waste treatment plants. *Environmental Modelling & Software*, *174*, Article 105923.

Li, X., Wang, Y., Zhang, Z., & Chen, H. (2021). Machine learning applications in waste-to-energy systems: A review. *Renewable Energy*, *170*, 110–123.

Liu, Z., Wang, H., & Chen, Y. (2024). Carbon-neutral gasification technologies for sustainable waste management. *Renewable Energy*, *224*, Article 120145.

Malkow, T. (2021). Novel and innovative pyrolysis and gasification technologies for energy-efficient waste management. *Waste Management*, *120*, 345–357.

Singh, A., Verma, S., & Gupta, R. (2022). Circular economy potential of pyrolysis-based waste valorization. *Resources, Conservation and Recycling*, *182*, Article 106310.

Velenturf, A. P. M., & Purnell, P. (2021). Principles for a sustainable circular economy. *Sustainable Production and Consumption*, *27*, 1437–1457.

Wang, J., Li, Y., & Zhao, Q. (2024). Optimization of pyrolysis and gasification processes for energy recovery. *Fuel Processing Technology*, *252*, Article 107891.

Zhang, L., Chen, X., & Huang, W. (2023). Sustainability assessment of municipal solid waste incineration technologies. *Sustainable Cities and Society*, *96*, Article 104642.

Zhou, H., Wang, Y., Li, X., & Chen, J. (2020). Artificial intelligence in solid waste management: A review. *Waste Management*, *108*, 1–12.

Black Sea Journal of Environmental Sciences
doi: 10.5281/zenodo.21393830

Open Access Journal
e-ISSN: 3108 - 4273

Araştırma Makalesi (Research Article)
Cilt 2 - Sayı 1: 6-24 / Haziran 2026
(Volume 2 - Issue 1: 6-24 / June 2026)

TATLICAK GÖLETİ (KIRIKKALE-DELİCE)'NİN ORNİTOFAUNASI

Mehmet GÜL[1]*, Bahadır AKMAN[2]

[1]*Biocon Environmental and Ecological Consulting Trade Co. Ltd., 06810, Ankara, Türkiye*
[2]*Iğdır University, Vocational School of Technical Sciences, Department of Forestry, Hunting and Wildlife Program, 76000, Iğdır, Türkiye*

Özet: Kırıkkale ili, ornitofauna açısından literatürde sınırlı sayıda çalışmanın bulunduğu bir bölgedir. Bu çalışma, Kırıkkale'nin ornitofaunasına katkı sağlamak amacıyla gerçekleştirilmiştir. Araştırmada, Tatlıcak Göleti ve çevresinin habitat sınıfları belirlenmiş ve ornitofaunası ortaya konulmuştur. Bu çalışmada, ArcMap ve Google Earth Pro gibi çeşitli coğrafi bilgi sistemleri (CBS) programları kullanılmıştır. Arazi çalışmaları, Haziran 2020 ile Ocak 2025 tarihleri arasında gerçekleştirilmiş olup, bu süreçte nokta ve hat boyu gözlem yöntemleri uygulanmıştır. Çalışmalar sonucunda, 9 farklı EUNIS habitat sınıfı ve bu habitatlarda yaşayan 19 ordo, 44 familya, 93 cinse ait 135 kuş türü tespit edilmiştir. Tespit edilen kuş türlerinin bölgesel statüleri incelendiğinde; 40 türün (%29,63) yerli, 36 türün (%26,67) yaz ziyaretçisi, 22 türün (%16,30) kış ziyaretçisi ve 37 türün (%27,41) transit göçer olduğu belirlenmiştir. Tatlıcak Göleti sulak alanında, türleri ve yaşam ortamlarını tehdit eden faktörler arasında bilinçsiz avcılık, su çekimi ve tarım ilaçları kullanımı tespit edilmiştir.

Anahtar kelimeler: Ornitofauna, Sulak alan, Tatlıcak Göleti, Eunis

Ornithofauna of Tatlıcak Pond (Kırıkkale-Delice)

Abstract: There are limited studies in the literature on the ornithofauna of Kırıkkale Province. This study was conducted to contribute to the ornithofauna of Kırıkkale. In the study, the habitat classes of Tatlıcak Pond and its surroundings were identified and its ornithofauna was documented. In this study, various geographic information system (GIS) programs such as ArcMap, and Google Earth Pro were used. Field studies were conducted between June 2020 and January 2025, employing point and transect observation methods. As a result of these studies, 9 different EUNIS habitat classes and 135 bird species belonging to 19 orders, 44 families, and 93 genera were identified. When examining the regional status of the identified bird species, it was found that 40 species (29.63%) are native, 36 species (26.67%) are summer visitors, 22 species (16.30%) are winter visitors, and 37 species (27.41%) are transit migrants. In the Tatlıcak Pond wetland, factors threatening species and their habitats were identified as unregulated hunting, water extraction, and the use of agricultural pesticides.

Keywords: Ornitofauna, Wetlands, Tatlıcak Pond, Eunis

***Sorumlu yazar (Corresponding author):** Biocon Environmental and Ecological Consulting Trade Co. Ltd., 06810, Ankara, Türkiye
E mail: bioconcevre@gmail.com (M. GÜL)
Mehmet GÜL https://orcid.org/0009-0007-6277-5150
Bahadır AKMAN https://orcid.org/0000-0002-3942-659X

Gönderi: 30 Nisan 2026 **Received:** April 30, 2026
Kabul: 17 Mayıs 2026 **Accepted:** May 17, 2026
Yayınlanma: 15 Haziran 2026 **Published:** June 15, 2026

Cite as: Gül, M., & Akman, B. (2026). Ornithofauna of Tatlıcak Pond (Kırıkkale-Delice). *Black Sea Journal of Environmental Sciences*, 2(1), 6-24.

1. Giriş

Sulak alanlar gerek biyolojik çeşitlilikleri gerekse sundukları ekosistem hizmetleri nedeniyle dünyadaki en kritik doğal sistemler arasında yer almaktadır (Delle Grazie ve Gill, 2022; Vári ve ark., 2022; Wood ve ark., 2024). Ramsar Sözleşmesi, Sulak Alanların Korunması Yönetmeliği ve Çevre Kanunu'nda sulak alanlar; "doğal veya yapay, devamlı veya geçici, suları durgun veya akıntılı, tatlı, acı veya tuzlu olan, denizlerin gelgit hareketlerinin çekilme devresinde altı metreyi geçmeyen derinlikleri kapsayan ve başta su kuşları olmak üzere pek çok canlı türü için yaşama ortamı oluşturan ekosistemler" olarak tanımlanmaktadır (Mitsch ve Gosselink, 2015; Zedler ve Kercher, 2005; Ramsar, 2008). Bu tanım, sulak alanların yalnızca su kütleleriyle sınırlı olmadığını, aynı zamanda bu alanların çevresindeki ekolojik bütünlüğün de koruma kapsamında değerlendirildiğini göstermektedir.

Tropik ekosistemlerden sonra dünyanın en üretken ve biyoçeşitlilik yönünden en zengin ekosistemleri olan sulak alanlar, çok çeşitli fauna ve flora topluluklarını barındırmaktadır (Meriç ve Çağırankaya, 2013; Mitsch ve Gosselink, 2015; Mitsch ve ark., 2015; Delle Grazie ve Gill, 2022). Bu ekosistemlerde yaşayan kuş türleri hem tür çeşitliliği hem de ekosistem işleyişine katkıları bakımından özel bir öneme sahiptir. Birçok kuş türü, yaşam döngülerinin kritik evrelerinde sulak alanlara bağımlıdırlar. Özellikle uzun mesafeli göçler sırasında bu alanlar dinlenme, beslenme ve enerji depolama açısından vazgeçilmez habitatlar sunmaktadır (Kardaş ve Cebe, 2021). Bu nedenle sulak alanların korunması, kuş çeşitliliğinin sürdürülebilirliği açısından stratejik bir gerekliliktir.

Türkiye, Palearktik Bölge'nin batısında, Asya, Avrupa ve

This work is licensed (CC BY-NC 4.0) under Creative Commons Attribution 4.0 International License

Afrika kıtalarının buluştuğu bir noktada yer aldığından kuş göç yolları açısından oldukça önemli bir konuma sahiptir (Erciyas Yavuz ve ark., 2014). Akdeniz/Karadeniz göç rotası üzerinde bulunması, ülkemizdeki birçok sulak alanı uluslararası düzeyde öncelikli koruma gerektiren alanlar arasına taşımaktadır. Bu bağlamda kuşlar, ekosistemlerdeki çevresel değişimlere hızlı tepki verebilen biyolojik indikatörler olarak kabul edilmektedir (Şekercioğlu, 2006). Kuş popülasyonlarının değişimleri bulundukları habitatların sağlık durumuna yönelik önemli ipuçları sunmaktadır (Uysal, 2021; Mugatha ve ark., 2024; Banks ve ark., 2017).Bu nedenle kuş topluluklarına ilişkin veriler, yalnızca habitat kalitesinin izlenmesinde değil, aynı zamanda koruma önceliği taşıyan alanların belirlenmesinde de temel bir araç olarak kullanılmakta; Önemli Kuş Alanları bu yaklaşım doğrultusunda standartlaştırılmış ve veri temelli ölçütlerle tanımlanmaktadır (Donald ve ark., 2019).

Önemli Kuş Alanları (ÖKA), genellikle sulak alanların merkezinde veya çevresinde yoğunlaşan yüksek öneme sahip habitatlardır. Bu alanlar yalnızca su kuşlarını değil, step, çalılık, tarım alanı ve sazlık gibi ek habitat tiplerini barındırdığından birçok farklı kuş taksonu için cazip yaşam alanları sunmaktadır. Ekoton niteliğindeki bu geçiş bölgeleri, habitat çeşitliliği ile kuş türü zenginliğini doğrudan artırmakta ve ekosistem dayanıklılığını desteklemektedir. Ancak Türkiye'deki tehlike altındaki kuş türlerinin büyük bir kısmı sulak alanlara bağımlı olduğundan, bu alanların korunması hem ulusal hem de küresel ölçekte öncelik taşımaktadır (Yavuz ve ark., 2021). Bununla birlikte sulak alanlar, günümüzde su rejimine müdahaleler, tarımsal faaliyetlerin genişlemesi, kirlilik, saz kesimi, saz yangınları, iklim değişikliği, su çekimi ve plansız arazi kullanımı gibi yoğun baskılar altındadır. Bu tehditler, sulak alanların ekolojik dengesini bozarak kuş popülasyonlarında azalmaya, habitat kayıplarına ve tür dağılımında değişimlere yol açmaktadır. Yapılan çalışmalar, etkin koruma, sürdürülebilir yönetim ve izleme programlarının uygulanmasıyla sulak alanlara bağımlı türlerin popülasyonlarında olumlu gelişmeler sağlanabileceğini göstermektedir (Yavuz ve ark., 2021). Bu bağlamda Coğrafi Bilgi Sistemleri (CBS), sulak alanlarda habitat çeşitliliğinin mekânsal olarak belirlenmesi ve kuş türlerinin bu habitatlarla ilişkilerinin ortaya konulmasında önemli bir araç olarak kullanılmaktadır (Çelik ve Durmuş, 2017; Koma ve ark., 2022; Azizoğlu ve ark., 2023). Habitat tiplerinin ArcMap/ArcGIS ortamında sayısallaştırılması ve EUNIS gibi standart habitat sınıflandırmalarıyla tanımlanması, kuş gözlem kayıtlarının farklı habitat katmanlarıyla birlikte değerlendirilmesine olanak sağlamaktadır. Böylece türlerin hangi habitat tiplerine daha fazla bağımlı olduğu, habitat kullanım örüntüleri ve koruma açısından öncelikli alanlar daha nesnel biçimde ortaya konulabilmektedir. Nitekim uzaktan algılama ve CBS tabanlı çalışmalar, yüksek çözünürlüklü arazi örtüsü ve habitat verilerinin sulak alan kuşları için habitat uygunluğunu ve tür–habitat ilişkilerini açıklamada etkili olduğunu göstermektedir (Koma ve ark., 2022; Liu ve ark., 2025; Si-Moussi ve ark., 2025).

Kırıkkale ili, çeşitli sulak alanlara ev sahipliği yapmasına rağmen, bu alanlar hem yüzölçümü hem de ekolojik çeşitlilik bakımından sınırlıdır. Ayrıca bölgedeki sulak alanlar; kuruma riskleri, tarımsal faaliyet baskısı, otlatma, su çekimi ve habitat parçalanması gibi tehditlerle karşı karşıyadır. Literatürde Kırıkkale'nin avifaunası üzerine bazı çalışmalar bulunsa da (İliker ve Albayrak, 2015; İliker ve ark., 2015), bu çalışmaların Tatlıcak Göleti'ne özgü kuş çeşitliliğini kapsamlı biçimde ele almamış olması önemli bir boşluk oluşturmaktadır. Bu bağlamda mevcut çalışma, uzun yıllara dayanan izleme verileriyle ayrıntılı bir kuş tür listesinin oluşturulması ve alanın CBS tabanlı yöntemlerle habitat özelliklerinin ortaya konulması açısından özgün bir katkı sunmaktadır. Tatlıcak Göleti, konumu itibarıyla göçmen kuşlar için potansiyel bir duraklama alanı olabileceği gibi, yerli türler açısından da üreme ve beslenme habitatı olma özelliği gösterebilir. Bu nedenle alanın ornitolojik açıdan değerlendirilmesi hem bölgesel biyoçeşitliliğin belirlenmesi hem de koruma çalışmalarının planlanması açısından önem taşımaktadır.

Bu çalışmanın temel amacı, Tatlıcak Göleti ve yakın çevresinin kuş türü çeşitliliğini belirlemek, kuşların alanı kullanım biçimlerini (üreme, beslenme, dinlenme, geceleme vb.) ortaya koymak ve göletteki mevcut habitat yapısının kuş türlerinin dağılımı üzerindeki etkilerini değerlendirmektir. Ayrıca alanın ve kuşların karşı karşıya kaldığı tehditlerin tespit edilmesi ve alanın bir koruma statüsüne kavuşturulup kavuşturulamayacağının belirlenmesi de çalışmanın önemli çıktıları arasındadır. Bu kapsamda elde edilen bulgular, hem bölgesel ölçekte hem de ulusal sulak alan yönetimi açısından önemli bir veri kaynağı niteliği taşıyacaktır.

2. Materyal ve Yöntem

2.1. Materyal

Bu çalışmanın materyalini Tatlıcak göleti ve alanda yayılış gösteren kuş türleri oluşturmaktadır. Tatlıcak Göleti ve çevresindeki ornitofaunanın tespiti amacıyla Haziran 2020 - Ocak 2025 tarihleri arasında dört mevsim doğrudan ve dolaylı gözlemler (ses, ötüş, tüy, vb) yapılmıştır. Tatlıcak Göleti; Kızılırmak Havzası, Kırıkkale ili Delice ilçesi Tatlıcak Köyü sınırlarında yer alan, yaklaşık 20,3 ha büyüklüğünde, yapay ve sığ bir sulak alandır. Gölet 670 m yükseltide, 39.849719° enlem ve 34.003574° boylamında bulunmaktadır (Şekil 1). Çevredeki yükseltiler dikkate alınarak belirlenen drenaj/beslenim alanı 3 km^2 büyüklüğündedir. Buna bağlı olarak Tatlıcak Göleti ve çevresinde 9 farklı Eunis habitat sınıfı tespit edilmiştir (EEA, 2012) (Tablo 1, Şekil 2). Gölet 1985 yılına kadar doğal göl özelliği gösterirken, daha sonraki DSİ ıslah çalışmalarıyla boşaltılmıştır. Sonraki yıllarda Tatlıcak Köyü halkının set oluşturmasıyla göl yeniden mevsimsel olarak su tutmaya

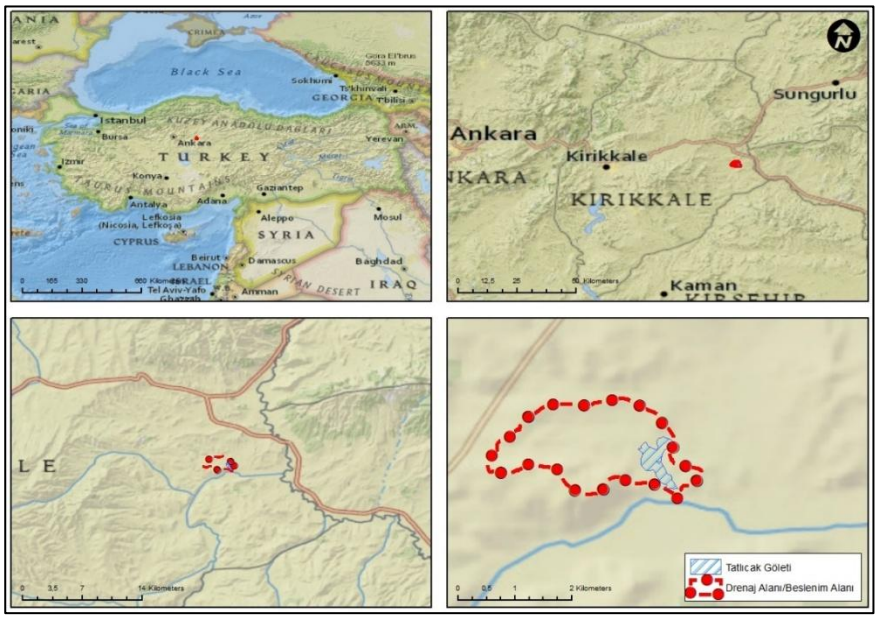
başlamış; yağışlı dönemde 50 cm derinliğe ulaşırken kurak dönemde tamamen kurumaktadır (Şekil 3-6).

Çalışma alanında yükselti 660–760 m arasında değişmekte olup, en yüksek nokta 757 m rakımlı İğdeli Tepe'dir. Bunun yanında, 752 m rakımlı tepe, Mısırağıl Tepe, Aptal Tepe, Acıdere Tepe ve 694 m rakımlı tepe önemli yükseltiler arasındadır (Şekil 7). Eğim değerleri 0–30° arasında değişmekte olup, gölet çevresi genel olarak 0–3° ile hafif eğimli bir yapı göstermektedir (Şekil 8). Tatlıcak Göleti'nin beslenimi yağış, kar suları, yüzeysel akışlar ve yeraltı suyu ile olmaktadır (Şekil 9).

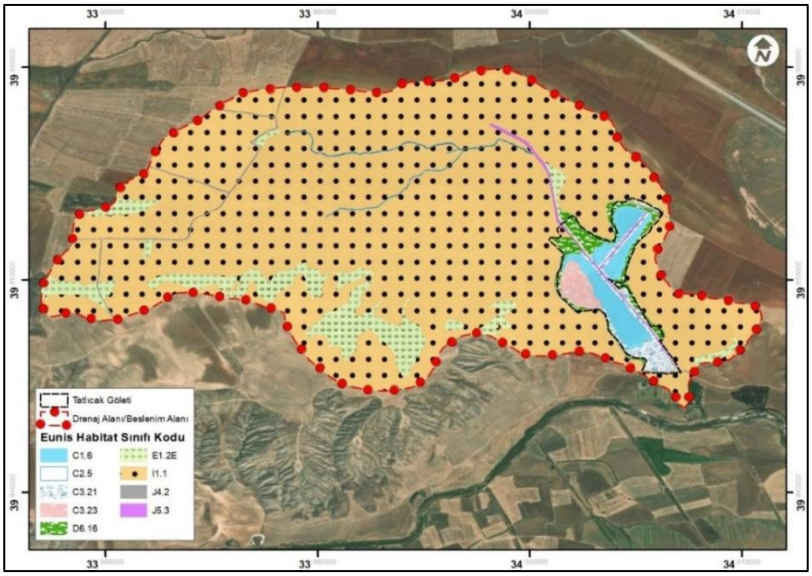
2.2. Yöntem

Öncelikle saha çalışmalarına başlamadan Tatlıcak Göleti ve çevresinin sayısal yükseklik modeli haritaları oluşturulmuştur. Bu veri Coğrafi Bilgi Sistemleri tabanlı uygulama olan ArcHydro programında işlenerek Tatlıcak Göletinin drenaj alanı/beslenim alanı belirlenmiştir. Çalışma alanı olarak belirlenen drenaj alanı/beslenim alanı içerisinde uydu görüntüleri üzerinden doğal ve yarı doğal habitatlar dikkate alınarak ön hazırlık niteliğinde noktasal gözlem yerleri ve hat boyu rotalar oluşturulmuştur. Belirlenmiş gözlem noktaları ve hat boyu rotalarda saha çalışmaları sırasında topoğrafik yapıya göre gerekli görüldüğü takdirde düzenlemeler yapılmıştır (Şekil 10). Ayrıca bölgede daha önce yapılmış olan ornitofauna ve habitat çalışmaları araştırılmış, tespit edilen kuşların ve habitat tiplerinin listesi oluşturularak altlık olarak kullanılmıştır.

Tatlıcak Göleti ve çevresindeki ornitofaunanın tespiti amacıyla Haziran 2020 - Ocak 2025 tarihleri arasında dört mevsim doğrudan ve dolaylı gözlemler yapılmıştır (Tablo 2). Doğrudan gözlemlerde görsel araştırmalar, dolaylı gözlemlerde ise akustik araştırmalar gerçekleştirilmiştir (Şekil 11).



Şekil 1. Çalışma alanı.



Şekil 2. Eunis habitat sınıfları haritası.

Tablo 1. Eunis habitat sınıfları

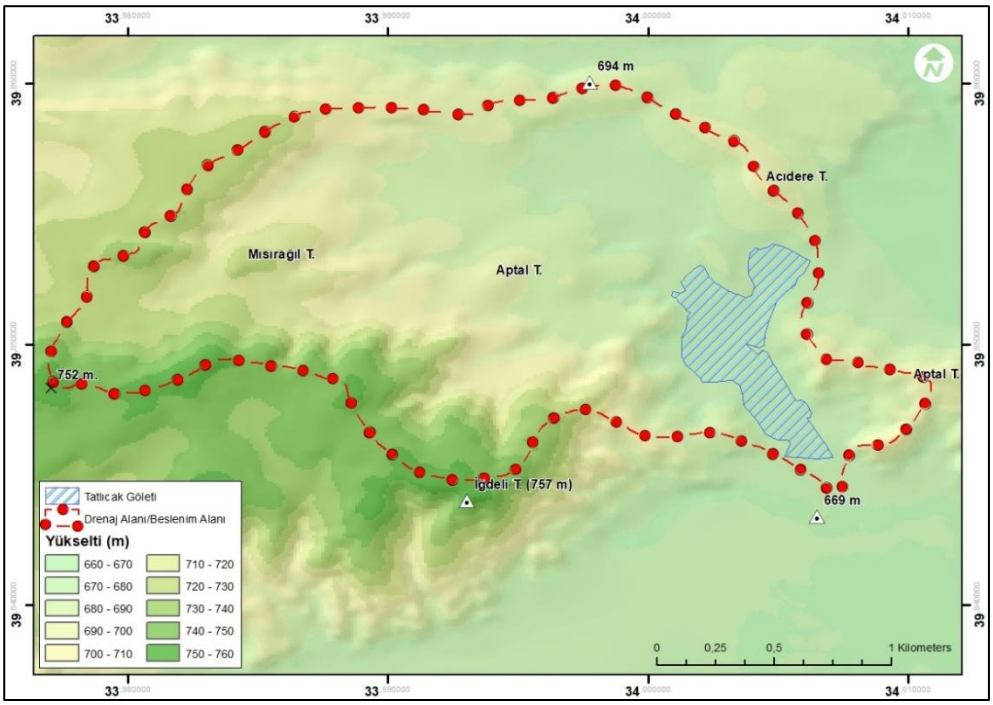
Eunis Habitat Sınıfı Kodu	Habitat Açıklaması	Alansal Dağılımı (m^2)	Alansal Dağılımı (%)
C1.6	Geçici göl, gölet veya havuzlar	77794,90	2,57
C2.5	Geçici akarsular	5971,18	0,20
C3.21	*Phragmites australis* sazlıkları	37874,92	1,25
C3.23	*Tpyha* sazlıkları	25647,70	0,85
D6.16	Orta Avrupa ve Anadolu *Salicornia, Microcnemumi Suaeda* ve *Salsola* tuzcul bitki toplulukları	53211,70	1,76
E1.2E	İran-Anadolu Bozkırları	230931,69	7,64
I1.1	Monokültür tarım arazileri	2555390,00	84,51
J4.2	Karayolu ağları	22416,77	0,74
J5.3	Yapay tuzsuz durgun sular	14507,50	0,48

Şekil 3. Çalışma alanının normal su seviyesindeki panoramik görüntüsü ve habitat yapısı (06.08.2022).

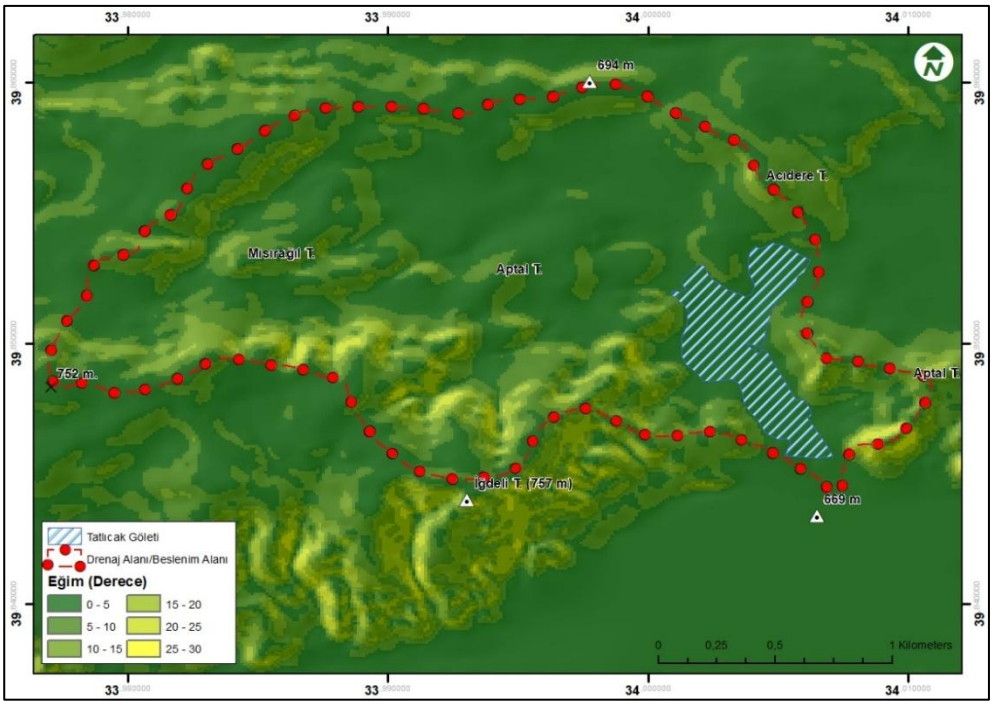
Şekil 4. Çalışma alanının normal su seviyesindeki dönemden görüntü (06.08.2022).

Şekil 5. Çalışma alanında suyun arttığı dönemden görüntü (10.05.2023).

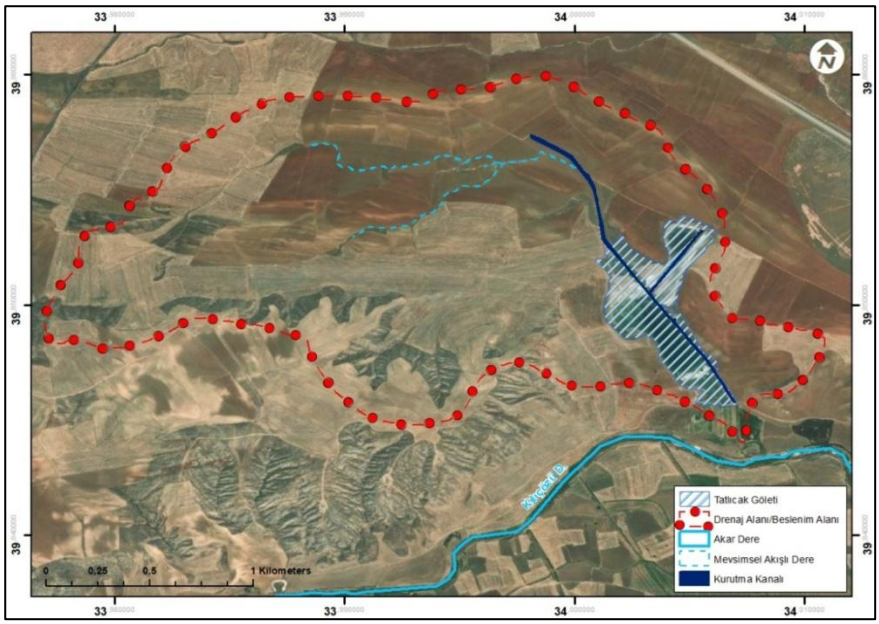
Şekil 6. Çalışma alanının tamamen kuruduğu dönemden görüntü (08.09.2023).



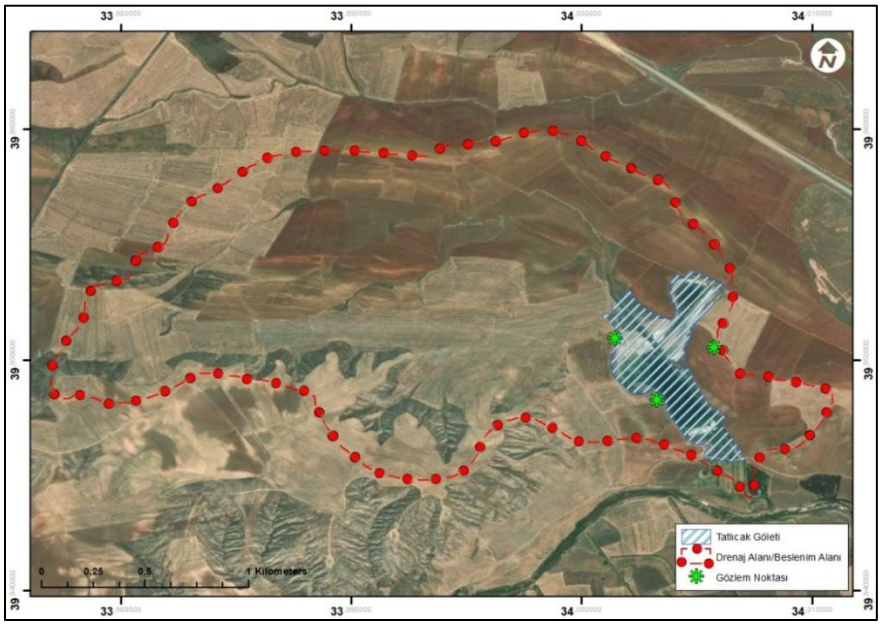
Şekil 7. Yükselti haritası.



Şekil 8. Eğim haritası.



Şekil 9. Hidroloji haritası.



Şekil 10. Gözlem noktaları.

Tablo 2. Arazi çalışması takvimi

	2020	2021	2022	2023	2024	2025
Ocak		1			4	2
Şubat		1			4	
Mart				4	4	
Nisan			2	4	4	
Mayıs	1		2	4	4	
Haziran	1			4	4	
Temmuz			2		4	
Ağustos			2	4	4	
Eylül		1		2	2	
Ekim				2	2	
Kasım					4	
Aralık						
Toplam	2	3	8	24	40	2

Şekil 11. Çalışmalarda kullanılan ekipmanlar.

Kuş türlerini gözlemek, teşhis etmek ve belgelemek amacı ile 10x42 dürbünler, 60x60 kuş teleskobu, dijital fotoğraf makineleri, 160-600 mm ile 400mm teleobjektif lensler kullanılmıştır. Gözlem noktalarını belirlemek amacı ile GPS ve alanı, hava durumunu, saati ve diğer farklı gözlem bilgilerini kaydetmek amacı ile bir not defteri de kullanılmıştır.

Görsel kuş gözlemleri, Bibby ve ark. (2000)'de tanımlanan noktasal gözlem (point count) ve hat boyunca gözlem (transekt) yöntemleri esas alınarak gerçekleştirilmiştir. Gözlemler sabah gün doğumu ile başlamış ve optik cihazların yeterli görüntü alamadığı akşam karanlığına kadar devam etmiştir. Kuş aktivasyonunun düştüğü saatlerde gözlemlere mola verilmiştir.

Tatlıcak Göleti'nin küçük bir sulak alan olması, etrafındaki yükseltilerin sınırlı olması ve sazlıklarla çevrili bir yapıya sahip olması nedeniyle alan içinde üç farklı gözlem noktası belirlenmiştir. Daha az yer değiştiren ve açık su yüzeyini kullanan su kuşlarının tespiti amacıyla öncelikle noktasal gözlem yöntemi uygulanmıştır. Noktasal gözlemler sonrasında, daha küçük vücut yapısına sahip, sazlık alanları kullanarak saklanan ve hareketli türlerin belirlenmesi amacıyla hat boyunca (transekt) gözlem yöntemi kullanılmıştır. Nokta ve hat boyu gözlemleri sırasında elde edilen tüm veriler, çalışma öncesinde hazırlanan kuş kayıt formlarına işlenmiştir. Bu formda gözlem noktası veya rotası, gözlem tarihi ve saati, hava durumu, türün bilimsel veya Türkçe adı, birey sayısı, davranış, habitat sınıfı, gözlem tipi ve not gibi bilgiler yer almıştır. Görsel araştırmalarda gözlemlenen kuş türlerinin teşhisinde Collins Bird Guide 2nd Edition ve Trakuş Türkiye'nin Kuşları 2. Basım kaynak olarak kullanılmıştır. Akustik araştırmalar özellikle gececi türlerin tespiti için yapılan ses kayıtlarıyla gerçekleştirilmiş, sesler mobil cihaz yardımıyla kaydedilmiş ve Merlin Sound ID programıyla analiz edilmiştir. Teyit amaçlı ise sesler BirdNET Demo programında yeniden analiz edilmiştir. Çalışma alanındaki habitat sınıflarının tespitinde EUNIS Habitat Sınıflandırması 2012 versiyonu kullanılmıştır. Vejetasyon yapısı uçangöz ile fotoğraflanmış, örneklik noktalar belirlenerek baskın bitki taksonları tespit edilmiş, habitat sınıflandırması yapılmış ve sınırlar ArcGIS programında sayısallaştırılarak veri tabanı oluşturulmuştur. Habitat sınıflarının büyüklükleri CBS ortamında hesaplanmıştır.

3. Bulgular

3.1. Tatlıcak Göletinde Tespit Edilen Kuş Türleri

Tatlıcak Göleti'nde yürütülen arazi çalışmaları sonucunda, 19 ordo, 44 familya ve 93 cinse ait toplam 135 kuş türü tespit edilmiştir. Bu türlere ilişkin sistematik konum, bölgesel durum, gözlemlendikleri habitatlar ve koruma statülerine ait ayrıntılı bilgiler Tablo 3'te sunulmuştur.

Tespit edilen kuş türlerinin 69'u (%51,11) ötücü kuşlar (Passeriformes), 66'sı (%48,89) ise ötücü olmayan kuşlar (non-Passeriformes) grubunda yer almaktadır (Şekil 12). Aynı zamanda Bölgesel statü açısından değerlendirildiğinde, çalışma alanında kaydedilen türlerin 40'ı (%29,63) yerli, 36'sı (%26,67) yaz göçmeni, 22'si (%16,30) kış göçmeni ve 37'si (%27,41) transit göçerdir (Şekil 13).

Tablo 3. Tatlıcak Göleti ve çevresinde tespit edilen kuş türleri

Sıra No	Takım (Ordo)	Aile (Familya)	Bilimsel Adı	Türkçe Adı	Bölgesel Statüsü	IUCN	Bern	Cites	Gözlendiği Eunis Habitat Sınıfı
1	Galliformes	Phasianidae	*Alectoris chukar*	Kınalı Keklik	H	LC	Ek-III	Liste Dışı	E1.2E
2	Galliformes	Phasianidae	*Perdix perdix*	Çil Keklik	H	LC	Ek-III	Liste Dışı	E1.2E, I1.1
3	Anseriformes	Anatidae	*Anas crecca*	Çamurcun	K, g	LC	Ek-III	Liste Dışı	C1.6
4	Anseriformes	Anatidae	*Anas platyrhynchos*	Yeşilbaş	H,K,g	LC	Ek-III	Liste Dışı	C1.6
5	Anseriformes	Anatidae	*Aythya ferina*	Elmabaş patka	K,g	VU	Ek-III	Liste Dışı	C1.6
6	Anseriformes	Anatidae	*Cygnus olor*	Kuğu	K,g	LC	Ek-III	Liste Dışı	C1.6
7	Anseriformes	Anatidae	*Mareca strepera*	Boz ördek	K	LC	Ek-III	Liste Dışı	C1.6
8	Anseriformes	Anatidae	*Netta rufina*	Macar ördeği	K	LC	Ek-III	Liste Dışı	C1.6
9	Anseriformes	Anatidae	*Spatula clypeata*	Kaşıkgaga	K,g	LC	Ek-III	Liste Dışı	C1.6
10	Anseriformes	Anatidae	*Spatula querquedula*	Çıkrıkçın	G,k	LC	Ek-III	Liste Dışı	C1.6
11	Anseriformes	Anatidae	*Tadorna ferruginea*	Angıt	H,K	LC	Ek-II	Liste Dışı	C1.6, D6.16, I1.1
12	Apodiformes	Apodidae	*Apus apus*	Ebabil	G	LC	Ek-III	Liste Dışı	
13	Apodiformes	Apodidae	*Tachymarptis melba*	Akkarınlı ebabil	G	LC	Ek-II	Liste Dışı	
14	Otidiformes	Otididae	*Otis tarda*	Toy	H	EN	Ek-II	Ek-II	E1.2E, I1.1
15	Cuculiformes	Cuculidae	*Cuculus canorus*	Guguk	Y	LC	Ek-III	Liste Dışı	E1.2E
16	Columbiformes	Columbidae	*Columba livia*	Kaya güvercini	H	LC	Ek-III	Liste Dışı	I1.1
17	Columbiformes	Columbidae	*Columba palumbus*	Tahtalı	h,K,G	LC	Liste Dışı	Liste Dışı	I1.1
18	Columbiformes	Columbidae	*Streptopelia decaocto*	Kumru	H	LC	Ek-III	Liste Dışı	I1.1
19	Columbiformes	Columbidae	*Streptopelia turtur*	Üveyik	Y,G	VU	Ek-III	Liste Dışı	I1.1
20	Gruiformes	Rallidae	*Fulica atra*	Sakarmeke	h,K	LC	Ek-III	Liste Dışı	C1.6
21	Gruiformes	Rallidae	*Gallinula chloropus*	Sutavuğu	H	LC	Ek-III	Liste Dışı	C1.6
22	Gruiformes	Rallidae	*Zapornia parva*	Bataklık suyelvesi	G	LC	Ek-II	Liste Dışı	C3.21
23	Gruiformes	Gruidae	*Grus grus*	Turna	G	LC	Ek-II	Ek-II	C3.21, C3.23, D6.16, I1.1
24	Podicipediformes	Podicipedidae	*Podiceps cristatus*	Bahri	K,h	LC	Ek-III	Liste Dışı	C1.6
25	Podicipediformes	Podicipedidae	*Tachybaptus ruficollis*	Küçük batağan	K,h	LC	Ek-II	Liste Dışı	C1.6
26	Phoenicopteriformes	Phoenicopteridae	*Phoenicopterus roseus*	Flamingo	K,G	LC	Ek-III	Ek-II	C1.6
27	Charadriiformes	Recurvirostridae	*Himantopus himantopus*	Uzunbacak	Y,k	LC	Ek-II	Liste Dışı	C1.6
28	Charadriiformes	Charadriidae	*Charadrius dubius*	Halkalı Küçük cılıbıt	G	LC	Ek-II	Liste Dışı	D6.16
29	Charadriiformes	Charadriidae	*Vanellus vanellus*	Kızkuşu	K,h	NT	Ek-III	Liste Dışı	D6.16, I1.1
30	Charadriiformes	Scolopacidae	*Calidris ferruginea*	Kızıl kumkuşu	G	VU	Ek-II	Liste Dışı	D6.16
31	Charadriiformes	Scolopacidae	*Calidris pugnax*	Dövüşkenkuş	G	LC	Ek-III	Liste Dışı	D6.16
32	Charadriiformes	Scolopacidae	*Gallinago gallinago*	Suçulluğu	K,g	LC	Ek-III	Liste Dışı	D6.16
33	Charadriiformes	Scolopacidae	*Limosa limosa*	Çamurçulluğu	G,k	NT	Ek-III	Liste Dışı	D6.16
34	Charadriiformes	Scolopacidae	*Numenius arquata*	Kervançulluğu	G	NT	Ek-III	Liste Dışı	D6.16
35	Charadriiformes	Scolopacidae	*Phalaropus lobatus*	Deniz düdükçünü	G	LC	Ek-III	Liste Dışı	C1.6
36	Charadriiformes	Scolopacidae	*Tringa glareola*	Orman düdükçünü	G	LC	Ek-II	Liste Dışı	D6.16
37	Charadriiformes	Scolopacidae	*Tringa ochropus*	Yeşil düdükçün	G,k	LC	Ek-II	Liste Dışı	D6.16
38	Charadriiformes	Scolopacidae	*Tringa totanus*	Kızılbacak	G,k	LC	Ek-III	Liste Dışı	D6.16
39	Charadriiformes	Laridae	*Chlidonias leucopterus*	Akkanatlı sumru	G	LC	Ek-II	Liste Dışı	
40	Ciconiiformes	Ciconiidae	*Ciconia ciconia*	Leylek	Y	LC	Ek-II	Liste Dışı	C3.21, C3.23
41	Ciconiiformes	Ciconiidae	*Ciconia nigra*	Kara leylek	Y,g	LC	Ek-II	Ek-II	C3.21, C3.23

Sıra No	Takım (Ordo)	Aile (Familya)	Bilimsel Adı	Türkçe Adı	Bölgesel Statüsü	IUCN	Bern	Cites	Gözlendiği Eunis Habitat Sınıfı
42	Pelecaniformes	Threskiornithidae	*Plegadis falcinellus*	Çeltikçi	G	LC	Ek-II	Liste Dışı	D6.16
43	Pelecaniformes	Ardeidae	*Ardea alba*	Büyük akbalıkçıl	K,g	LC	Ek-II	Liste Dışı	D6.16
44	Pelecaniformes	Ardeidae	*Ardea cinerea*	Gri balıkçıl	H, K	LC	Ek-III	Liste Dışı	D6.16
45	Pelecaniformes	Ardeidae	*Ardeola ralloides*	Alaca balıkçıl	G	LC	Ek-II	Liste Dışı	D6.16
46	Pelecaniformes	Ardeidae	*Bubulcus ibis*	Sığır balıkçılı	G	LC	Ek-II	Liste Dışı	D6.16, I1.1
47	Accipitriformes	Accipitridae	*Buteo buteo*	Şahin	K,G.h	LC	Ek-II	Ek-II	I1.1
48	Accipitriformes	Accipitridae	*Buteo rufinus*	Kızıl şahin	H	LC	Ek-II	Ek-II	I1.1
49	Accipitriformes	Accipitridae	*Circaetus gallicus*	Yılan kartalı	G	LC	Ek-II	Ek-II	
50	Accipitriformes	Accipitridae	*Circus aeruginosus*	Saz delicesi	H,K,g	LC	Ek-II	Ek-II	C1.6, C3.21, C3.23
51	Accipitriformes	Accipitridae	*Circus cyaneus*	Gökçe delice	K	LC	Ek-II	Ek-II	E1.2E, I1.1
52	Accipitriformes	Accipitridae	*Circus macrourus*	Bozkır delicesi	K,G	NT	Ek-II	Ek-II	E1.2E, I1.1
53	Accipitriformes	Accipitridae	*Circus pygargus*	Çayır delicesi	G	LC	Ek-II	Ek-II	E1.2E, I1.1
54	Accipitriformes	Accipitridae	*Clanga pomarina*	Küçük orman kartalı	G	LC	Ek-II	Ek-II	
55	Accipitriformes	Accipitridae	*Milvus migrans*	Kara çaylak	G,y	LC	Ek-II	Ek-II	
56	Accipitriformes	Accipitridae	*Neophron percnopterus*	Küçük akbaba	Y,g	EN	Ek-II	Ek-II	
57	Strigiformes	Strigidae	*Asio otus*	Kulaklı orman baykuşu	H	LC	Ek-II	Ek-II	
58	Strigiformes	Strigidae	*Athene noctua*	Kukumav	H	LC	Ek-II	Ek-II	E1.2E
59	Bucerotiformes	Upupidae	*Upupa epops*	İbibik	Y	LC	Ek-II	Liste Dışı	E1.2E, J4.2
60	Coraciiformes	Coraciidae	*Coracias garrulus*	Gökkuzgun	Y	LC	Ek-II	Liste Dışı	E1.2E
61	Coraciiformes	Meropidae	*Merops apiaster*	Arıkuşu	Y,g	LC	Ek-II	Liste Dışı	E1.2E
62	Piciformes	Picidae	*Dendrocopos syriacus*	Alaca ağaçkakan	H	LC	Ek-II	Liste Dışı	C2.5
63	Falconiformes	Falconidae	*Falco columbarius*	Boz doğan	K,g	LC	Ek-II	Ek-II	E1.2E, I1.1
64	Falconiformes	Falconidae	*Falco naumanni*	Küçük kerkenez	Y	LC	Ek-II	Ek-II	E1.2E
65	Falconiformes	Falconidae	*Falco subbuteo*	Delice doğan	Y, g	LC	Ek-II	Ek-II	E1.2E
66	Falconiformes	Falconidae	*Falco tinnunculus*	Kerkenez	H	LC	Ek-II	Ek-II	E1.2E
67	Passeriformes	Oriolidae	*Oriolus oriolus*	Sarıasma	Y	LC	Ek-II	Liste Dışı	J5.3, C3.21
68	Passeriformes	Laniidae	*Lanius collurio*	Kızılsırtlı örümcekkuşu	Y,g	LC	Ek-II	Liste Dışı	E1.2E
69	Passeriformes	Laniidae	*Lanius minor*	Karaalınlı örümcekkuşu	Y,g	LC	Ek-II	Liste Dışı	E1.2E
70	Passeriformes	Corvidae	*Corvus corax*	Kuzgun	H	LC	Ek-III	Liste Dışı	E1.2E
71	Passeriformes	Corvidae	*Corvus cornix*	Leş kargası	H	NE	Liste Dışı	Liste Dışı	I1.1, J4.2
72	Passeriformes	Corvidae	*Corvus frugilegus*	Ekin kargası	K,h	LC	Liste Dışı	Liste Dışı	I1.1, J4.2
73	Passeriformes	Corvidae	*Corvus monedula*	Küçük karga	H	LC	Liste Dışı	Liste Dışı	I1.1, J4.2
74	Passeriformes	Corvidae	*Garrulus glandarius*	Alakarga	H	LC	Liste Dışı	Liste Dışı	
75	Passeriformes	Corvidae	*Pica pica*	Saksağan	H	LC	Liste Dışı	Liste Dışı	E1.2E, I1.1, J4.2
76	Passeriformes	Paridae	*Cyanistes caeruleus*	Mavi baştankara	H	LC	Ek-II	Liste Dışı	J5.3
77	Passeriformes	Paridae	*Parus major*	Büyük baştankara	H	LC	Ek-II	Liste Dışı	E1.2E
78	Passeriformes	Panuridae	*Panurus biarmicus*	Bıyıklı baştankara	H	LC	Ek-II	Liste Dışı	C3.21, C3.23
79	Passeriformes	Alaudidae	*Alauda arvensis*	Tarlakuşu	H	LC	Ek-III	Liste Dışı	I1.1
80	Passeriformes	Alaudidae	*Calandrella brachydactyla*	Bozkır toygarı	Y	LC	Ek-II	Liste Dışı	E1.2E, I1.1
81	Passeriformes	Alaudidae	*Galerida cristata*	Tepeli toygar	H	LC	Ek-III	Liste Dışı	E1.2E, I1.1, J4.2
82	Passeriformes	Alaudidae	*Melanocorypha bimaculata*	Küçük boğmaklı toygar	Y	LC	Ek-II	Liste Dışı	E1.2E, I1.1
83	Passeriformes	Alaudidae	*Melanocorypha calandra*	Boğmaklı toygar	H	LC	Ek-II	Liste Dışı	E1.2E, I1.1
84	Passeriformes	Hirundinidae	*Cecropis daurica*	Kızıl kırlangıç	Y	LC	Ek-II	Liste Dışı	C1.6
85	Passeriformes	Hirundinidae	*Delichon urbicum*	Ev kırlangıcı	Y	LC	Ek-II	Liste Dışı	C1.6

Sıra No	Takım (Ordo)	Aile (Familya)	Bilimsel Adı	Türkçe Adı	Bölgesel Statüsü	IUCN	Bern	Cites	Gözlendiği Eunis Habitat Sınıfı
86	Passeriformes	Hirundinidae	*Hirundo rustica*	Kır kırlangıcı	Y	LC	Ek-II	Liste Dışı	C1.6
87	Passeriformes	Hirundinidae	*Ptyonoprogne rupestris*	Kaya kırlangıcı	Y	LC	Ek-II	Liste Dışı	E1.2E
88	Passeriformes	Hirundinidae	*Riparia riparia*	Kum kırlangıcı	Y,g	LC	Ek-II	Liste Dışı	E1.2E
89	Passeriformes	Scotocercidae	*Cettia cetti*	Kamışbülbülü	H	LC	Ek-III	Liste Dışı	C3.21, C3.23
90	Passeriformes	Phylloscopidae	*Phylloscopus collybita*	Çıvgın	G,k	LC	Ek-III	Liste Dışı	J5.3
91	Passeriformes	Phylloscopidae	*Phylloscopus trochilus*	Söğütbülbülü	G	LC	Ek-III	Liste Dışı	J5.3
92	Passeriformes	Acrocephalidae	*Acrocephalus arundinaceus*	Büyük kamışçın	Y	LC	Ek-III	Liste Dışı	C3.21, C3.23
93	Passeriformes	Acrocephalidae	*Acrocephalus scirpaceus*	Saz kamışçını	G	LC	Ek-III	Liste Dışı	C3.21, C3.23
94	Passeriformes	Acrocephalidae	*Iduna pallida*	Ak mukallit	Y	LC	Ek-III	Liste Dışı	I1.1, J5.3
95	Passeriformes	Sylviidae	*Curruca curruca*	Küçük akgerdanlı ötleğen	Y,g	LC	Ek-II	Liste Dışı	
96	Passeriformes	Sylviidae	*Curruca melanocephala*	Maskeli ötleğen	G	LC	Ek-II	Liste Dışı	
97	Passeriformes	Sylviidae	*Sylvia atricapilla*	Karabaşlı ötleğen	Y,G	LC	Ek-II	Liste Dışı	J5.3
98	Passeriformes	Sylviidae	*Sylvia borin*	Boz ötleğen	G	LC	Ek-II	Liste Dışı	
99	Passeriformes	Troglodytidae	*Troglodytes troglodytes*	Çitkuşu	Y,g	LC	Ek-II	Liste Dışı	
100	Passeriformes	Sittidae	*Sitta neumayer*	Kaya sıvacısı	H	LC	Ek-II	Liste Dışı	J5.3
101	Passeriformes	Sturnidae	*Sturnus vulgaris*	Sığırcık	H,K	LC	Liste Dışı	Liste Dışı	I1.1
102	Passeriformes	Turdidae	*Turdus merula*	Karatavuk	Y,g,k	LC	Ek-III	Liste Dışı	
103	Passeriformes	Turdidae	*Turdus philomelos*	Öter ardıç	Y,g,k	LC	Ek-III	Liste Dışı	
104	Passeriformes	Turdidae	*Turdus pilaris*	Tarla ardıcı	G,k	LC	Ek-III	Liste Dışı	I1.1
105	Passeriformes	Turdidae	*Turdus viscivorus*	Ökse ardıcı	h,g,K	LC	Ek-III	Liste Dışı	
106	Passeriformes	Muscicapidae	*Erithacus rubecula*	Kızılgerdan	Y,K	LC	Ek-II	Liste Dışı	J5.3
107	Passeriformes	Muscicapidae	*Ficedula parva*	Küçük sinekkapan	G	LC	Ek-II	Liste Dışı	E1.2E
108	Passeriformes	Muscicapidae	*Ficedula semitorquata*	Alaca sinekkapan	G	LC	Ek-II	Liste Dışı	J5.3
109	Passeriformes	Muscicapidae	*Luscinia megarhynchos*	Bülbül	Y	LC	Ek-II	Liste Dışı	J5.3
110	Passeriformes	Muscicapidae	*Muscicapa striata*	Benekli sinekkapan	G	LC	Ek-II	Liste Dışı	J5.3
111	Passeriformes	Muscicapidae	*Oenanthe isabellina*	Boz kuyrukkakan	Y	LC	Ek-II	Liste Dışı	E1.2E
112	Passeriformes	Muscicapidae	*Oenanthe hispanica*	Karakulaklı kuyrukkakan	Y	LC	Ek-II	Liste Dışı	E1.2E
113	Passeriformes	Muscicapidae	*Oenanthe oenanthe*	Kuyrukkakan	Y	LC	Ek-II	Liste Dışı	E1.2E
114	Passeriformes	Muscicapidae	*Phoenicurus ochruros*	Kara kızılkuyruk	G,K	LC	Ek-II	Liste Dışı	E1.2E
115	Passeriformes	Muscicapidae	*Phoenicurus phoenicurus*	Kızılkuyruk	G	LC	Ek-II	Liste Dışı	E1.2E
116	Passeriformes	Muscicapidae	*Saxicola rubetra*	Çayır taşkuşu	G	LC	Ek-II	Liste Dışı	I1.1
117	Passeriformes	Muscicapidae	*Saxicola torquatus*	Taşkuşu	K	LC	Ek-II	Liste Dışı	I1.1
118	Passeriformes	Passeridae	*Passer domesticus*	Serçe	H	LC	Liste Dışı	Liste Dışı	I1.1
119	Passeriformes	Passeridae	*Passer hispaniolensis*	Söğüt serçesi	Y,k	LC	Ek-III	Liste Dışı	J5.3
120	Passeriformes	Passeridae	*Passer montanus*	Ağaç serçesi	H	LC	Ek-III	Liste Dışı	J5.3
121	Passeriformes	Motacillidae	*Anthus pratensis*	Çayır incirkuşu	K,G	LC	Ek-II	Liste Dışı	D6.16
122	Passeriformes	Motacillidae	*Anthus trivialis*	Ağaç incirkuşu	G	LC	Ek-II	Liste Dışı	D6.16
123	Passeriformes	Motacillidae	*Motacilla alba*	Ak kuyruksallayan	H,g	LC	Ek-II	Liste Dışı	D6.16, J4.2
124	Passeriformes	Motacillidae	*Motacilla cinerea*	Dağ kuyruksallayanı	K,g	LC	Ek-II	Liste Dışı	D6.16, J5.3
125	Passeriformes	Motacillidae	*Motacilla flava*	Sarı kuyruksallayan	G, y	LC	Ek-II	Liste Dışı	D6.16, J5.3
126	Passeriformes	Fringillidae	*Carduelis carduelis*	Saka	H,G	LC	Ek-II	Liste Dışı	E1.2E, I1.1
127	Passeriformes	Fringillidae	*Chloris chloris*	Florya	K	LC	Ek-II	Liste Dışı	E1.2E

Sıra No	Takım (Ordo)	Aile (Familya)	Bilimsel Adı	Türkçe Adı	Bölgesel Statüsü	IUCN	Bern	Cites	Gözlendiği Eunis Habitat Sınıfı
128	Passeriformes	Fringillidae	*Fringilla coelebs*	İspinoz	h,G,K	LC	Ek-III	Liste Dışı	J4.2
129	Passeriformes	Fringillidae	*Linaria cannabina*	Ketenkuşu	H,g	LC	Ek-II	Liste Dışı	E1.2E, J4.2
130	Passeriformes	Fringillidae	*Spinus spinus*	Karabaşlı iskete	G,K	LC	Ek-II	Liste Dışı	E1.2E, J4.2
131	Passeriformes	Emberizidae	*Emberiza calandra*	Tarla çintesi	H	LC	Ek-III	Liste Dışı	C3.21, I1.1
132	Passeriformes	Emberizidae	*Emberiza citrinella*	Sarı çinte	K	LC	Ek-II	Liste Dışı	
133	Passeriformes	Emberizidae	*Emberiza hortulana*	Kirazkuşu	Y	LC	Ek-III	Liste Dışı	E1.2E, I1.1
134	Passeriformes	Emberizidae	*Emberiza melanocephala*	Karabaşlı çinte	Y	LC	Ek-II	Liste Dışı	E1.2E, I1.1
135	Passeriformes	Emberizidae	*Emberiza schoeniclus*	Bataklık çintesi	H	LC	Ek-II	Liste Dışı	C3.21, C3.23

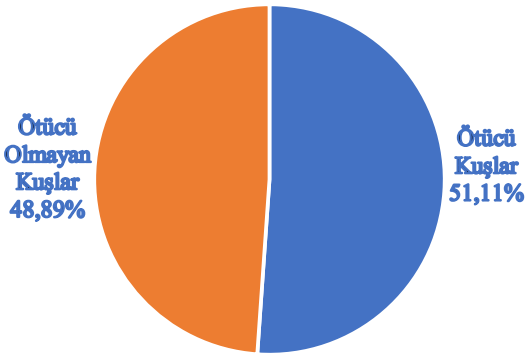
Bölgesel Statü

H (er mevsim)	Yerli (Türkiye'de yuvalayan ve yaz kış aynı bölgede kalan türler.)
Y (az)	Yaz Göçmeni (Üremek için Türkiye'ye gelen ve kışı başka ülkelerde geçiren türler.)
K (ış)	Kış Göçmeni (Sadece kışı Türkiye'de geçirmek üzere gelen türler.)
G (eçit)	Geçit Türü (Üreme alanı ile kışlama alanı arasında gidip gelirken sadece göç döneminde ülkemizde görülen türler.)
küçük harf	Nadir ancak düzenli olarak görülenler.
ex	Soyu tükenenler.
r (astlantısal)	Rastlantısal konuk (Türkiye'de çok nadir olarak kaydedilen türler.)

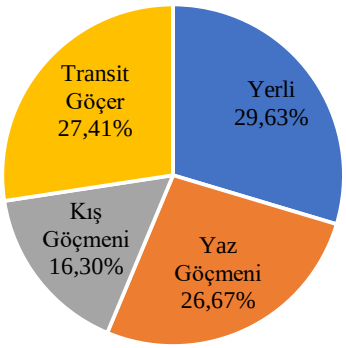
IUCN Tehlike Kategorileri
EX - Tükenmiş
EW - Doğada Tükenmiş
CR - Kritik
EN - Tehlikede
VU - Duyarlı
NT - Tehdite Yakın
LC - Düşük Riskli
DD - Yetersiz Verili
NE - Değerlendirilmedi

Bern Sözleşmesi
Ek-2 Kesin Koruma Altındaki Hayvan Türleri
Ek-3 Koruma Altındaki Hayvan Türleri

Cites Sözleşmesi
Ek-1 Ticaretten etkilenen veya etkilenebilen ve nesli tükenme tehlikesiyle karşı karşıya bulunan bütün türleri kapsar. Nesillerinin devamını daha fazla tehlikeye maruz bırakmamak için bu türlerin örneklerinin ticaretinin özellikle sıkı mevzuata tabi tutulması ve bu ticarete sadece istisnai durumlarda izin verilmesi zorunludur.
Ek-2 Halen nesilleri mutlak olarak tükenme tehlikesiyle karşı karşıya olmamakla birlikte, nesillerinin devamıyla bağdaşmayan kullanımları önlemek amacıyla, örneklerinin ticareti sıkı mevzuata tabi tutulmadığı takdirde soyu tükenebilecek olan türleri kapsar.
Ek-3 Taraflardan herhangi birinin, kullanımını önlemek veya kısıtlamak amacıyla kendi yetki alanı içinde düzenlemeye tabi tuttuğu ve ticaretinin denetime alınmasında diğer taraflarla işbirliğine ihtiyaç duyduğunu belirttiği bütün türleri kapsar.



Şekil 12. Çalışma alanında kaydedilen ötücü ve ötücü olmayan kuş türlerinin oransal dağılımı.

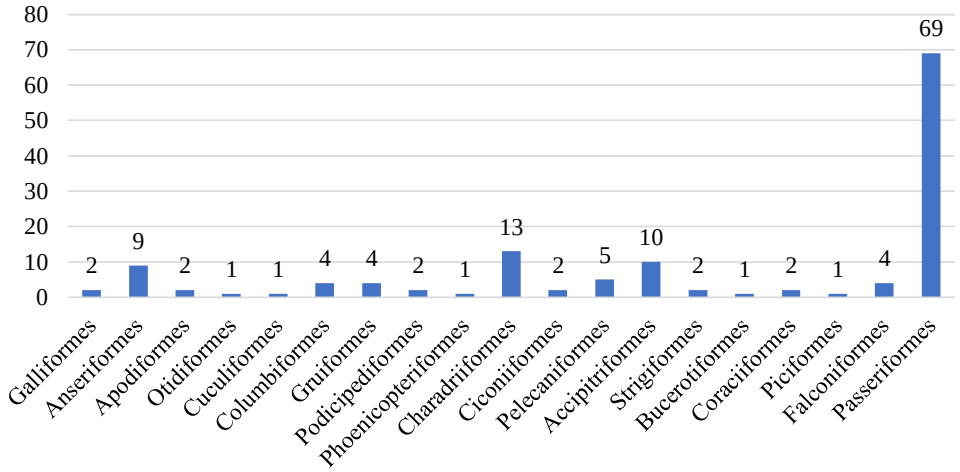


Şekil 13. Çalışma alanında tespit edilen kuş türlerinin mevsimselstatülerine göre yüzdesel dağılımı.

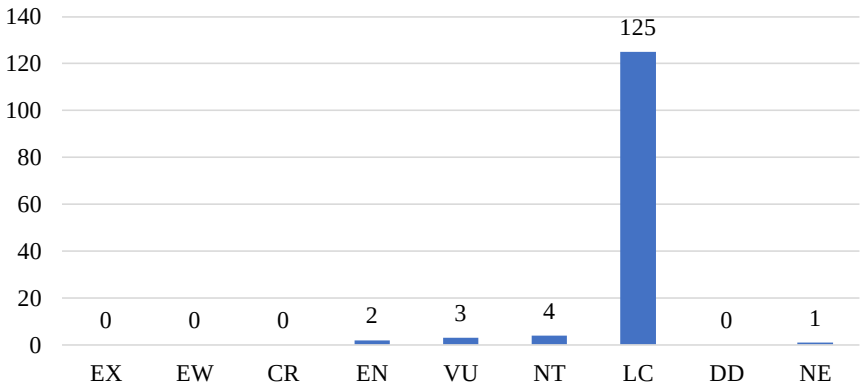
Takım düzeyinde incelendiğinde, gözlemlenen kuş türlerinin; 2'si Galliformes, 9'u Anseriformes, 2'si Apodiformes, 1'i Otidiformes, 1'i Cuculiformes, 4'ü Columbiformes, 4'ü Gruiformes, 2'si Podicipediformes, 1'i Phoenicopteriformes, 13'ü Charadriiformes, 2'si Ciconiiformes, 5'i Pelecaniformes, 10'u Accipitriformes, 2'si Strigiformes, 1'i Bucerotiformes, 2'si Coraciiformes, 1'i Piciformes, 4'ü Falconiformes ve 69'u Passeriformes takımlarına ait olduğu belirlenmiştir (Şekil 14).

Küresel koruma durumlarına göre yapılan sınıflandırmada; tespit edilen türlerden 2'si "Tehlikede (EN)", 3'ü "Duyarlı (VU)", 4'ü "Tehdite Yakın (NT)", 125'i "Düşük Riskli (LC)" kategorisinde yer almakta olup, 1 türün koruma statüsü henüz değerlendirilmemiştir (NE) (Şekil 15).

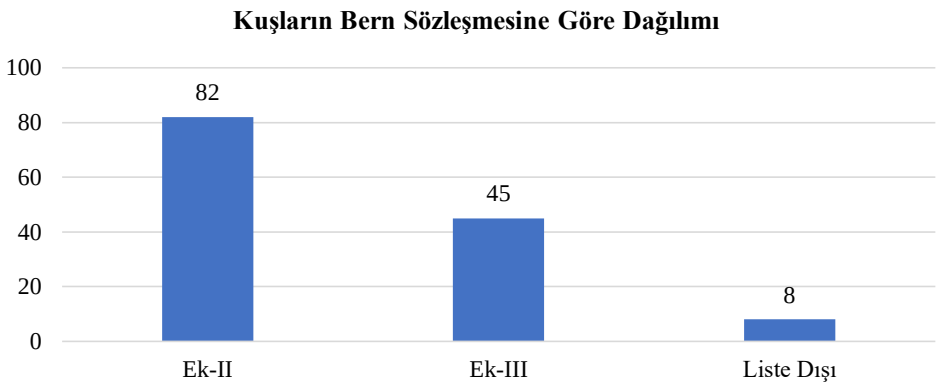
Uluslararası sözleşmeler açısından değerlendirildiğinde; Bern Sözleşmesi'ne göre türlerin 82'si Ek-I, 45'i Ek-II listesinde, 8'i ise liste dışıdır (Şekil 16). CITES Sözleşmesi kapsamında ise 20 tür Ek-II listesinde yer almakta, 115 tür bu kapsamda listelenmemektedir (Şekil 17).



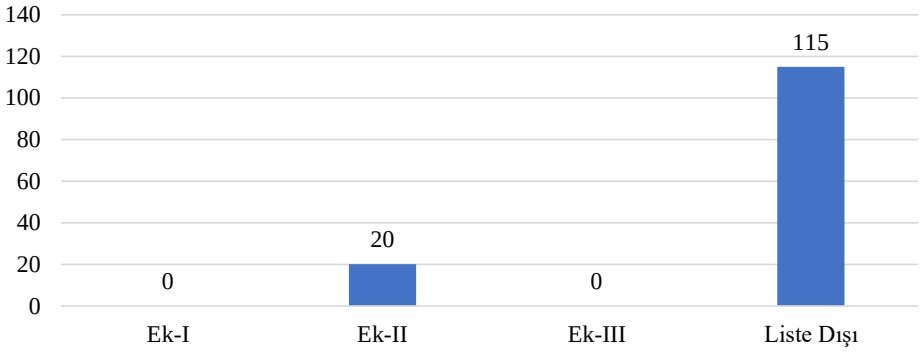
Şekil 14. Çalışma alanında kaydedilen kuş türlerinin takımlar (ordo) düzeyindeki dağılımı.



Şekil 15. Çalışma alanında kaydedilen kuş türlerinin IUCN Tehlike Kategorilerine göre dağılımı.



Şekil 16. Çalışma alanında kaydedilen kuş türlerinin Bern Sözleşmesine göre dağılımı.



Şekil 17. Çalışma alanında kaydedilen kuş türlerinin Cites Sözleşmesine göre dağılımı.

3.2. Tatlıcak Göletini ve Alandaki Kuş Türlerini Tehdit Eden Faktörler

Tatlıcak Göleti, kuş çeşitliliği açısından önemli bir sulak alan niteliği taşımasına rağmen çeşitli antropojenik tehditler ile karşı karşıyadır. Bölgedeki başlıca tehditlerden biri bilinçsiz ve kontrolsüz avcılık faaliyetleridir (Şekil 18-20). Alanda etkin bir koruma mekanizmasının bulunmaması nedeniyle, av dönemi içerisinde avlanması yasak olan Toy (*Otis tarda*) ve Flamingo (*Phoenicopterus roseus*) gibi hassas türlerin avlandığı tespit edilmiştir. Ayrıca, Merkez Av Komisyonu tarafından belirlenen av kotasının üzerinde avcılık yapıldığı ve av dönemi dışında da yasa dışı avcılık faaliyetlerinin sürdürüldüğü belirlenmiştir.

Arazi çalışmaları kapsamında Tatlıcak Göleti ve çevresinde periyodik kuş gözlemleri gerçekleştirilmiştir. Bu çalışmalar sırasında, gölet çevresinde avcı bireylerle doğrudan karşılaşmalar yaşanmıştır. Gözlem yapılan zaman aralıklarında, araştırma ekibinin sahadaki varlığı süresince bazı bireylerin av faaliyetlerini sonlandırarak alandan uzaklaştığı kaydedilmiştir.

Tatlıcak Göleti'nin hidrolojik yapısında, geçmiş yıllarda yapılan ıslah çalışmaları kapsamında açılmış drenaj kanallarının varlığı tespit edilmiştir. Bu kanalların gölet çevresinde yüzeysel suyun yayılımını sınırlandırdığı ve sulak alan alanının bazı bölümlerinde su tutulmasının zayıfladığı gözlemlenmiştir. Drenaj kanallarının konumları ve etki alanları Şekil 21–23'te gösterilmiştir.

Şekil 18. Çalışma alanında gözlenen avcılar ve toplanan boş fişekler.

Şekil 19. Çalışma alanında avcılar tarafından kurulmuş doğal güme**.**

Şekil 20. Av dönemi dışında avlanmış Yeşilbaş (Anas platyrhynchos) ördekler.

Şekil 21. Tatlıcak Göletindeki drenaj kanallarının görüntüsü (03.08.2023).

Şekil 22. Tatlıcak Göletindeki drenaj kanallarının görüntüsü (01.10.2023).

Şekil 23. Tatlıcak Göletindeki drenaj kanallarının görüntüsü (04.01.2025).

Arazi çalışmaları sırasında, Tatlıcak Köyü'nde Şubat–Nisan ayları arasında tarımsal sulama amacıyla göletten su çekildiği gözlemlenmiştir. Bu dönemde gölet su seviyesinde belirgin düşüşler kaydedilmiş ve özellikle kıyısal sığ alanların geniş ölçüde kuruduğu tespit edilmiştir.

Tatlıcak Göleti çevresinde tarımsal alanların geniş bir yer kapladığı belirlenmiştir. Tarım alanlarında kimyasal gübre ve pestisit kullanımına ilişkin bulgular, göl kıyısında ve çevresinde yaygın biçimde bulunan bu ürünlere ait boş ambalajlar üzerinden kaydedilmiştir. Ayrıca, gölet çevresindeki step habitatlarının sürülerek tarım alanına dönüştürüldüğü ve göle komşu, mevsimsel olarak kuruyan alanların tarla açmak amacıyla işlendiği gözlemlenmiştir.

Arazi gözlemleri sırasında, bu faaliyetlerin özellikle gölet çevresindeki doğal habitat bütünlüğünü etkilediği ve farklı habitat tipleri arasındaki geçiş alanlarının daraldığı tespit edilmiştir.

4.Tartışma

Tatlıcak Göleti ve çevresinde yürütülen bu çalışma kapsamında toplam 135 kuş türünün tespit edilmiş olması, alanın özellikle göç dönemlerinde önemli bir sulak alan işlevi gördüğünü ortaya koymaktadır. Görece küçük ve yapay nitelikte bir sulak alan olmasına rağmen bu düzeyde bir tür çeşitliliğinin kaydedilmiş olması; alanın yalnızca yüzey alanı büyüklüğü ile değil, sahip olduğu habitat çeşitliliği, göç rotaları üzerindeki konumu ve çevresindeki yerleşim baskısının görece sınırlı olması ile açıklanabilir. Gölet bünyesinde açık su yüzeyi, sazlık alanlar, sığ ve çamurluk kıyı zonları ile çevresel step ve tarım alanlarının bir arada bulunması, farklı ekolojik gereksinimlere sahip kuş türlerine eş zamanlı olarak habitat sunmaktadır.

Tatlıcak Göleti'nde belirlenen tür çeşitliliği, Türkiye'nin farklı bölgelerinde gerçekleştirilen ornitolojik çalışmalarla karşılaştırıldığında dikkat çekici bir düzeydedir. Nitekim Sakaryabaşı/Eminekin Göleti (Aslan, 1997), Doğancı Göleti (Erdoğdu, 1997), Sarıçay Deltası (Gürkan, 2005) ve Efteni Gölü (Sarcan, 2019) gibi alanlarda yürütülen çalışmalar benzer şekilde önemli tür zenginliklerini ortaya koymuştur. Bununla birlikte, Nallıhan Kuş Cenneti (Perktaş ve Ayaş, 2005), Yüksekova Nehil Sazlığı (Azizoğlu ve Adızel, 2017), Ekşisu Sazlıkları (Azizoğlu ve ark., 2021), Dönemeç (Engil) Deltası (Çelik ve Durmuş, 2017), Terkos (Durusu) Gölü (Azizoğlu ve Adızel, 2025), Balık Gölü (Durmuş, 2008) ve Saray Kaz Gölü (Yıldız ve Durmuş, 2025) gibi farklı sulak alanlarda yürütülen çalışmalar da yüksek ornitolojik çeşitliliğe işaret etmektedir. Tür sayıları mutlak olarak farklılık gösterse de, söz konusu alanlar ile Tatlıcak Göleti'nde ortak olarak gözlenen suya ve sığ kıyı habitatlarına bağımlı türlerin varlığı, bu sulak alanların benzer tür kompozisyonları ve benzer ekolojik işlevler sergilediğini göstermektedir.

Ülke çapında yer alan büyük ve doğal sulak alan örnekleri ile karşılaştırıldığında ise Tatlıcak Göleti'nin tür sayısı daha düşük düzeyde kalmaktadır. Tepe (2011) Işıklı Gökgöl'de 217 tür, Kaya (2015) İğneada Longoz Ormanları'nda 227 tür ve Özkazanç ve ark. (2019) Balıkdamı Yaban Hayatı Geliştirme Sahası'nda 210 tür kaydetmiştir. Bu fark, söz konusu alanların geniş yüzey alanları, yüksek habitat heterojenliği, hidrolojik süreklilikleri ve karmaşık ekosistem yapıları sayesinde daha fazla türe yaşam alanı sunabilmeleriyle açıklanabilir.

Bununla birlikte, Tatlıcak Göleti'nin bulunduğu bölgede doğal sulak alanların sayıca sınırlı olması, bu göletin bölgesel ölçekte ekolojik önemini artıran bir unsur olarak değerlendirilmektedir. Sulak alanların az olduğu peyzajlarda, mevcut sucul habitatlar göçmen ve yerleşik kuş türleri için temel konaklama, beslenme ve barınma alanları haline gelmektedir. Bu bağlamda, Tatlıcak Göleti'nin küçük ve yapay bir sulak alan olmasına rağmen 135 kuş türüne ev sahipliği yapması, alanın sunmuş

olduğu habitat özelliklerinin kuşlar tarafından etkin biçimde kullanıldığını göstermektedir.

Çalışma alanına görece yakın büyük sulak alanlar incelendiğinde, Seyfe Gölü'nde Çobanoğlu (2020) tarafından 242 tür, Düden Gölü'nde eBird verilerine göre 247 tür ve Mogan Gölü'nde 270 tür tespit edildiği görülmektedir. Bu sulak alanların Tatlıcak Göleti'ne kıyasla daha geniş yüzey alanlarına sahip olmaları, daha derin yapıda olmaları ve geniş sazlık–bataklık kompleksleri içermeleri, kuşlar için daha fazla beslenme ve barınma olanağı sunmalarını sağlayarak tür sayılarının yüksek olmasını açıklamaktadır. Seyfe Gölü'nde sazlık ve ağaçlık habitatların sınırlı olmasına karşın, Tatlıcak Göleti çevresinde bu habitatların birlikte bulunması, kuş topluluklarının çeşitlenmesinde etkili bir faktör olarak değerlendirilmektedir.

Benzer şekilde, Sultansazlığı'nda Kiziroğlu ve ark. (1992) tarafından tespit edilen 259 türün yüksekliği, alanın karmaşık ekosistem yapısı, sürekli nemli ortamı ve geniş sulak alan mozaği ile ilişkilidir. Tatlıcak Göleti'nde belirlenen tür sayısının görece daha düşük olması ise alanın mevsimsel olarak kuruması ve hidrolojik rejimin kırılganlığı ile uyumludur. Buna karşın, Hürmetçi Sazlığı'nda eBird verilerine göre yalnızca 78 türün kaydedilmiş olması, sulak alan büyüklüğünden bağımsız olarak habitat kalitesinin kuş çeşitliliği üzerinde belirleyici bir unsur olduğunu ortaya koymaktadır (Cornell Lab of Ornithology, 2025).

Kırıkkale ili genelinde yürütülen sınırlı sayıda ornitolojik çalışma değerlendirildiğinde, İliker ve Albayrak (2015) tarafından Kızılırmak Vadisi'nde 263 tür ve Ulusal Biyolojik Çeşitlilik Envanteri kapsamında 281 tür tespit edilmiştir. Tatlıcak Göleti'nde belirlenen 135 tür, bu çalışmaların sırasıyla %51,33 ve %48,04'üne karşılık gelmektedir. Kızılırmak Vadisi'nin riperyan habitatlar, kayalık alanlar ve hem lotik hem lentik sistemleri içermesi, Tatlıcak Göleti'nden daha yüksek tür çeşitliliğinin temel nedenidir.

Bu çalışma kapsamında *Calidris ferruginea*, *Numenius arquata*, *Phalaropus lobatus* ve *Clanga pomarina* türlerinin Kırıkkale ili için ilk kez kaydedilmiş olması önemli bir bulgudur. Özellikle *Phalaropus lobatus* türünün diğer yerel sulak alanlarda gözlenmemiş olması, Tatlıcak Göleti'nin göç güzergâhları üzerindeki stratejik konumunu vurgulamakta ve alanın ornitholojik açıdan izlenmesi gereken hassas sulak alanlardan biri olduğunu göstermektedir.

Tüm bu ekolojik önemine karşın Tatlıcak Göleti, ciddi antropojenik baskılar altında bulunmaktadır. Arazi çalışmalarında bilinçsiz ve kontrolsüz avcılık faaliyetlerinin varlığı tespit edilmiş; Toy (*Otis tarda*) ve Flamingo (*Phoenicopterus roseus*) gibi hassas türlerin avlandığı kaydedilmiştir. Bununla birlikte, araştırma ekibinin sahadaki varlığının avcılar üzerinde caydırıcı etki oluşturması, düzenli izleme ve devriye faaliyetlerinin etkin bir koruma aracı olabileceğini göstermektedir. Ayrıca geçmiş yıllarda DSİ tarafından açılan drenaj kanalları, göletin doğal hidrolojik rejimini bozarak habitat kalitesini düşürmektedir. Şubat–Nisan döneminde tarımsal sulama amacıyla yapılan yoğun su çekimi, su seviyesinde belirgin düşüşlere yol açmakta; tarımsal alanlarda kullanılan kimyasal gübre ve pestisitler ise ekosistem sağlığı üzerinde ek bir tehdit oluşturmaktadır.

Sonuç olarak, Tatlıcak Göleti yapay ve küçük ölçekli bir sulak alan olmasına rağmen, sulak alan bakımından fakir bir bölgede yer alması nedeniyle bölgesel ölçekte yüksek ekolojik öneme sahip bir kuş alanı niteliği taşımaktadır. Alanın sahip olduğu habitat çeşitliliği ve stratejik konumu, göçmen kuşlar için önemli bir durak işlevi görmesini sağlamaktadır. Ancak bu ekolojik işlevin sürdürülebilmesi için avcılığın denetlenmesi, drenaj kanallarının etkilerinin azaltılması, su çekiminin kontrol altına alınması ve tarımsal faaliyetlerin ekosistem temelli bir yönetim anlayışıyla düzenlenmesi zorunludur.

5. Sonuç ve Öneriler

Sulak alanlar birçok canlı grubu için önemli olmakla birlikte kuşlar açısından hayati öneme sahiptirler. Özellikle uzun mesafe göçü yapan kuşlar göç esnasında dinlenecekleri, konaklayacakları ve bu esnada besin ile enerji edecekleri alanlara ihtiyaç duyarlar. Sulak alanlar farklı habitatları bünyesinde barındırmakta ve kuşlar açısından enerji ihtiyacını karşılayacağı zengin ortamları oluşturmaktadır.

Tatlıcak Göleti ve çevresinde yapılan çalışmalarda 135 kuş türü tespit edilmesinin yanı sıra Kırıkkale ili için 4 kuş türü (*Calidris ferruginea*-Kızıl Kumkuşu, *Numenius arquata*-Kervançulluğu, *Phalaropus lobatus*-Denizdüdükçünü, *Clanga pomarina*-Küçük Orman Kartalı)ilk defa bu çalışmayla tespit edilmiştir. Her ne kadar küçük bir alanı kaplasa da Tatlıcak Göleti barındırdığı kuş türleri açısından bölgenin ornitofaunasına önemli katkılar sağlamaktadır.

Sulak alanlar, barındırdığı kuş çeşitliliği yanı sıra uzun mesafe göçü yapan veya tehlike altında olan kuşlar içinde barınak görevi görmektedir. Sulak alanların korunmaması, birçok kuş türünün de ilerleyen zamanlarda korunamayacağı anlamına gelmektedir. Bu durum bazı türlerin neslinin tehlike altına girmesine neden olacaktır. Ülkemizdeki birçok sulak alan çeşitli tehditlerle karşı karşıyadır. Çalışma alanında da farklı tehditler bulunmaktadır. Tatlıcak Göleti ve çevresindeki mevcut tehditler dikkate alınarak aşağıdaki önlemlerin alınması sulak alan ekosisteminin, dolayısıyla da ornitofauna yapısının iyileşmesine katkı sağlayacaktır.

Tatlıcak Göleti yasal bir koruma statüsü altına alınmalıdır. Alanın özelliği dikkate alınarak bu aşamada "Mahalli Öneme Haiz Sulak Alan" ilan edilmesi önerilmektedir. Böylelikle yasal bir koruma statüsüne kavuşacak alanın korunması için bir zemin hazırlanmış olacaktır.

Tatlıcak Göleti ve çevresi mümkünse ava kapalı alan haline getirilmelidir, mümkün değilse etkin av koruma faaliyetleri gerçekleştirilmelidir. Bölgedeki avcıların bilinçlendirilmesi amacıyla eğitim faaliyetleri

gerçekleştirilmelidir.

Kullanma-koruma dengesi kapsamında sulak alanın hidrolojik bütçesi hesaplanarak sürdürülebilir su seviyesi ortaya konulmalıdır. Böylece sulak alandan kullanılacak su miktarı belirlenebilir.

Bölgedeki tarımsal faaliyetler ile uğraşan yöre halkına doğru tarım, sulama ve gübreleme teknikleri hakkında eğitimler verilmelidir.

Tatlıcak Köyünde sulak alanlar ve kuşların sağlamış olduğu ekosistem hizmetleri konusunda bilinçlendirme faaliyetleri yapılmalıdır.

Katkı Oranı Beyanı

Yazarların katkı yüzdeleri aşağıda verilmiştir. Yazarlar makaleyi incelemiş ve onaylamıştır.

	M.G.	B.A.
K	50	50
T	50	50
Y	50	50
VTI	50	50
VAY	50	50
KT	50	50
YZ	50	50
GR	50	50
PY	50	50

K= kavram, T= tasarım, Y= yönetim, VTI= veri toplama ve/veya işleme, VAY= veri analizi ve/veya yorumlama, KT= kaynak tarama, YZ= yazım, GR= gönderim ve revizyon, PY= proje yönetimi.

Çatışma Beyanı

Yazarlar bu çalışmada hiçbir çıkar ilişkisi olmadığını beyan etmektedirler.

Etik Onay Beyanı

Bu araştırmada hayvanlar ve insanlar üzerinde herhangi bir çalışma yapılmadığı için etik kurul onayı alınmamıştır.

Kaynaklar

Aslan, A. (1997). *Sakaryabaşı/Eminekin Göleti (Eskişehir) ornitofaunası üzerine araştırmalar* [Research on the ornithofauna of Sakaryabaşı/Eminekin Pond (Eskişehir)] [Master's thesis, Anadolu University].

Azizoğlu, E., & Adızel, Ö. (2017). Determination of seasonal habitat usage and population distributions of bird species detected in and around Yüksekova Nehil Reed (Hakkari, Turkey). *ADYÜTAYAM*, *5*(1), 10–19.

Azizoğlu, E., & Adızel, Ö. (2025). Determination of the ornithological potential and coastal waterbirds density distributions of Istanbul Terkos (Durusu) Lake using Geographical Information Systems (GIS). *Yüzüncü Yıl Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Dergisi*, *30*(2), 421–437.

Azizoğlu, E., Adızel, Ö., & Kara, R. (2021). A statistical approach on seasonal population changes and habitat preferences on coastal and waterfowl species around Ekşisu Reeds (Erzincan-Turkey): Using negative binomial regression. *Applied Ecology and Environmental Research*, *19*(1), 229–243. https://doi.org/10.15666/aeer/1901_229243

Azizoğlu, E., Kara, R., & Celik, E. (2023). A statistical approach on distribution and seasonal habitat use of waterfowl and shorebirds in Çıldır Lake (Ardahan, Türkiye). *Environmental Science and Pollution Research*, *30*(31), 77371–77384. https://doi.org/10.1007/s11356-023-27827-0

Banks, J. E., Jackson, C. H. W., Gagic, V., Baya, A., & Ngala, D. (2017). Differential responses of bird species to habitat condition in a coastal Kenyan forest reserve: Implications for conservation. *Tropical Conservation Science*, *10*, Article 1940082917713013. https://doi.org/10.1177/1940082917713013

Bibby, C., Burgess, N., Hill, D., & Mustoe, S. (2000). *Bird census techniques* (2nd ed.). Academic Press.

Cornell Lab of Ornithology. (2025). *eBird*. Retrieved February 21, 2025, from https://ebird.org/home

Çelik, E., & Durmuş, A. (2017). Determining the seasonal ornithological potential of the Dönemeç (Engil) delta and generate the digital maps using geographical information systems (GIS). *Journal of the Institute of Science and Technology*, *7*(3), 73–78. https://doi.org/10.21597/jist.2017.170

Çobanoğlu, E. O. (2020). The avifauna of Lake Seyfe. *Turkish Journal of Agriculture - Food Science and Technology*, *8*(2), 484–494. https://doi.org/10.24925/turjaf.v8i2.484-494.3168

Delle Grazie, F. M., & Gill, L. W. (2022). Review of the ecosystem services of temperate wetlands and their valuation tools. *Water*, *14*(9), Article 1345. https://doi.org/10.3390/w14091345

Donald, P. F., Fishpool, L. D., Ajagbe, A., Bennun, L. A., Bunting, G., Burfield, I. J., ... Wege, D. C. (2019). Important Bird and Biodiversity Areas (IBAs): The development and characteristics of a global inventory of key sites for biodiversity. *Bird Conservation International*, *29*(2), 177–198. https://doi.org/10.1017/S095927091800035X

Durmuş, A. (2008). *Balık Gölü (Doğubeyazıt-Ağrı) ve çevresinin eko-ornitofaunası üzerine bir araştırma* [An investigation on the eco-ornithofauna of Lake Balık (Doğubeyazıt-Ağrı) and its surroundings] [Doctoral dissertation, Yüzüncü Yıl University].

Erciyas Yavuz, K., Çadar, Ç., Yavuz, N., & Durmuş, M. (2014). *Türkiye'deki kuş hareketliliği haritaları kitabı* [Book of bird migration maps in Turkey]. Gökçe Ofset Matbaacılık.

Erdoğdu, E. (1997). *Eskişehir-Alpu Doğancı Göleti ornitofaunası üzerine çalışmalar* [Studies on the ornithofauna of Eskişehir-Alpu Doğancı Pond] [Master's thesis, Anadolu University].

European Environment Agency. (2012). *EUNIS habitat classification*. https://www.eea.europa.eu

Gürkan, M. (2005). *Çanakkale Sarıçay Deltası'nın ornithofaunası* [Ornithofauna of Çanakkale Sarıçay Delta] [Master's thesis, Çanakkale Onsekiz Mart University].

İliker, A., & Albayrak, I. (2015). List of bird species from Kizilirmak Valley in Kirikkale (Turkey). *Munis Entomology & Zoology*, *10*(2), 333–341.

İliker, A., Albayrak, İ., & Tabur, M. (2015). Kızılırmak vadisinde kuşları etkileyen olumsuz faktörler [Adverse factors affecting birds in the Kızılırmak Valley]. *Süleyman Demirel Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Dergisi*, *19*(1), 98–102.

Kardaş, F., & Cebe, M. (2021). Sulak alanlar ve göçmen kuşların ekosistemdeki yeri [The place of wetlands and migratory birds in the ecosystem]. *MEMBA Kastamonu Üniversitesi Su Ürünleri Fakültesi Dergisi*, *7*(1), 1–5.

Kaya, M. (2015). İğneada Longoz Ormanları (Kırklareli) ve çevresinin kuşları [Birds of İğneada Longos Forests (Kırklareli) and its surroundings]. *Trakya University Journal of Natural Sciences*, *16*(1), 31–43. https://doi.org/10.23902/trjnatsci.2015.5

Kiziroğlu, İ., Turan, L., & Erdoğan, A. (1992). Sultansazlığı'nın eko-ornitolojisi ve son durumu [Eco-ornithology and recent status of Sultansazlığı]. *Hacettepe Üniversitesi Eğitim Fakültesi Dergisi*, *7*(7), 217–227.

Koma, Z., Seijmonsbergen, A. C., Grootes, M. W., Nattino, F., Groot, J., Sierdsema, H., ... Kissling, W. D. (2022). Better together? Assessing different remote sensing products for predicting habitat suitability of wetland birds. *Diversity and Distributions*, *28*(4), 685–699. https://doi.org/10.1111/ddi.13468

Liu, X., De Cock, A., Ho, L., Pham, K., Panique-Casso, D., Forio, M. A. E., ... Goethals, P. L. (2025). Mapping waterbird habitats with UAV-derived 2D orthomosaic along Belgium's Lieve Canal. *Remote Sensing*, *17*(15), Article 2602. https://doi.org/10.3390/rs17152602

Meriç, B. T., & Çağırankaya, S. (2013). *Sulak alanlar* [Wetlands]. T.C. Orman ve Su İşleri Bakanlığı Doğa Koruma ve Milli Parklar Genel Müdürlüğü.

Mitsch, W. J., & Gosselink, J. G. (2015). *Wetlands* (5th ed.). John Wiley & Sons.

Mitsch, W. J., Bernal, B., & Hernandez, M. E. (2015). Ecosystem services of wetlands. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management*, *11*(1), 1–4. https://doi.org/10.1080/21513732.2014.991873

Mugatha, S. M., Ogutu, J. O., Piepho, H. P., & Maitima, J. M. (2024). Bird species richness and diversity responses to land use change in the Lake Victoria Basin, Kenya. *Scientific Reports*, *14*(1), Article 1711. https://doi.org/10.1038/s41598-024-52109-1

Özkazanç, N. K., Özay, E., & Özcan, A. (2019). Balıkdamı yaban hayatı geliştirme sahası kuş türleri [Bird species of Balıkdamı wildlife development area]. *Turkish Journal of Forestry*, *20*(4), 341–351. https://doi.org/10.18182/tjf.637500

Perktaş, U., & Ayaş, Z. (2005). Birds of Nallıhan Bird Paradise (Central Anatolia, Turkey). *Turkish Journal of Zoology*, *29*(1), 45–59.

Ramsar Convention on Wetlands. (2008). *The Ramsar Convention on wetlands*. Ramsar Convention Secretariat.

Sarcan, E. (2019). *Düzce Efteni Gölü avifaunasında 2006 ve 2016 yıllarındaki zamansal farklılıklar* [Temporal differences in the avifauna of Düzce Efteni Lake in 2006 and 2016] [Master's thesis, Düzce University].

Si-Moussi, S., Hennekens, S., Mücher, S., De Keersmaecker, W., Chytrý, M., Agrillo, E., Attorre, F., Biurrun, I., Bonari, G., Čarni, A., Ćušterevska, R., Dziuba, T., Ecker, K., Güler, B., Jandt, U., Jiménez-Alfaro, B., Lenoir, J., Svenning, J. C., Swacha, G., & Thuiller, W. (2025). EUNIS habitat maps: Enhancing thematic and spatial resolution for Europe through machine learning. *Scientific Data*, *12*, Article 1976. https://doi.org/10.1038/s41597-025-06235-7

Şekercioğlu, Ç. H. (2006). Kuşların ekolojik işlevlerinin önemi [The ecological significance of birds]. *Trends in Ecology & Evolution*, *21*(8), 464–471. https://doi.org/10.1016/j.tree.2006.05.015

Tepe, M. (2011). *Işıklı Gölü, Gökgöl ve yakın çevresinin ornito-faunasının tespiti* [Determination of the ornitho-fauna of Işıklı Lake, Gökgöl and their close surroundings] [Master's thesis, Pamukkale University].

Uysal, İ. (2021). Suvla Tuz Gölü (Çanakkale/Türkiye)'nün ornithofaunası ve su kuşları çeşitlilik göstergeleri'nin aylık değişimi [The ornithofauna of Suvla Salt Lake (Çanakkale/Turkey) and the monthly changes in waterbird diversity indices]. *Environmental Toxicology and Ecology*, *1*(1), 14–26.

Vári, Á., Podschun, S. A., Erős, T., Hein, T., Pataki, B., Iojă, I. C., ... Báldi, A. (2022). Freshwater systems and ecosystem services: Challenges and chances for cross-fertilization of disciplines. *Ambio*, *51*(1), 135–151. https://doi.org/10.1007/s13280-021-01556-4

Wood, K. A., Jupe, L. L., Aguiar, F. C., Collins, A. M., Davidson, S. J., Freeman, W., ... Newth, J. L. (2024). A global systematic review of the cultural ecosystem services provided by wetlands. *Ecosystem Services*, *70*, Article 101673. https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2024.101673

Yavuz, N., Yavuz, K. E., & Karataş, A. (2021). Türkiye'nin küresel ölçekte soyu tehlike altındaki kuş türleri [Globally threatened bird species of Turkey]. *Doğanın Sesi*, (7), 19–39.

Yıldız, Ç., & Durmuş, A. (2025). A study on ornithofauna of the Saray Kaz Lake (Van). *Eurasian Journal of Zoology*, *2*(2), 27–37.

Zedler, J. B., & Kercher, S. (2005). Wetland resources: Status, trends, ecosystem services, and restorability. *Annual Review of Environment and Resources*, *30*, 39–74. https://doi.org/10.1146/annurev.energy.30.050504.144248

Black Sea Journal of Environmental Sciences
doi: 10.5281/zenodo.21393959

Open Access Journal
e-ISSN: 3108 - 4273

Araştırma Makalesi (Research Article)
Cilt 2 - Sayı 1: 25-37 / Haziran 2026
(Volume 2 - Issue 1: 25-37 / June 2026)

DOĞAL SERMAYE OLARAK SULAK ALANLAR: DEĞERLEME YAKLAŞIMLARI VE TÜRKİYE DENEYİMİ

Ecem Gül SEZEN[1]*, Bahadır AKMAN[2]

[1]*Iğdır University, Graduate Education Institute, Department of Biology, 76000, Iğdır, Türkiye*
[2]*Iğdır University, Vocational School of Technical Sciences, Department of Forestry, Hunting and Wildlife Program, 76000, Iğdır, Türkiye*

Özet: Doğal sermayenin en önemli bileşeni olan sulak alanlar, su rejiminin düzenlenmesi, taşkın kontrolü, karbon depolama ve biyolojik çeşitliliğin korunması gibi birçok ekosistem hizmetlerini karşılamaktadır. Bu derlemede, sulak alanlar ekosistem hizmetleri ile beraber ele alınmış ve ekonomik değerleme yaklaşımları sistematik olarak incelenmiştir. Derlemede; DergiPark, TR Dizin, Google Akademik gibi açık erişimli veri tabanları kullanılarak literatür taraması yapılmıştır. İlgili veri tabanlarında "sulak alanlar, ekosistem hizmetleri, değerleme yaklaşımları, Türkiye'deki sulak alanlar, güncel değerleme yaklaşımları" anahtar kelimeleri taranmıştır. Literatür taramasında 27 makale, 18 kitap bölümü ve 8 çalışma raporu incelenmiştir. Literatür taramasından elde edilen bilgiler doğrultusunda, Türkiye sulak alan çeşitliliği ve biyolojik zenginlik açısından önemli potansiyele sahip olmasına rağmen yanlış tarım uygulamaları, plansız şehirleşme, su kaynaklarının yanlış kullanımı ve su yönetim politikalarında yaşanan sorunlar sulak alanların ekosistem hizmetlerinin kaybolmasına neden olmaktadır. Sulak alanların bilimsel değerinin belirlenmesi ve bu bilimsel değer doğrultusunda ekonomik değerlerinin belirlenmesi, koruma politikalarının geliştirilmesi, ulusal sulak alan değerleme rehberlerinin geliştirilmesi, uzaktan algılama ve CBS tabanlı yaklaşımların etkin ve entegre bir biçimde kullanılması, karar alma süreçlerinin bilimsel temellere dayandırılması, ekosistem hizmetleri haritalama çalışmalarının yapılması ve yerel yönetimlerin aktif rol oynaması bu sulak alanların sürdürülebilir ve etkin biçimde yönetilmesine katkı sağlayacaktır.

Anahtar kelimeler: Sulak alanlar, Ekosistem hizmetleri, Değerleme yaklaşımları, Türkiye'deki sulak alanlar, Güncel değerleme yaklaşımları

Wetlands as Natural Capital: Valuation Approaches and the Türkiye Experience

Abstract: Wetlands, a crucial component of natural capital, fulfill numerous ecosystem services such as water regime regulation, flood control, carbon sequestration, and biodiversity conservation. This review examines wetlands in conjunction with their ecosystem services and systematically investigates economic valuation approaches. The review utilized open-access databases such as DergiPark, TR Dizin, and Google Scholar for a literature search. The keywords "wetlands, ecosystem services, valuation approaches, wetlands in Turkey, current valuation approaches" were searched within these databases. The literature review included 27 articles, 18 book chapters, and 8 research papers. Based on the information gathered from the literature review, it was found that despite Turkey's significant potential in terms of wetland diversity and biological richness, incorrect agricultural practices, unplanned urbanization, misuse of water resources, and problems in water management policies are leading to the loss of ecosystem services in wetlands. Determining the scientific value of wetlands and, in line with this scientific value, determining their economic value, developing conservation policies, developing national wetland valuation guides, effectively and integratedly using remote sensing and GIS-based approaches, basing decision-making processes on scientific principles, conducting ecosystem service mapping studies, and the active role of local governments will contribute to the sustainable and effective management of these wetlands.

Keywords: Wetlands, Ecosystem services, Valuation approaches, Wetlands in Türkiye, Current valuation approaches

***Sorumlu yazar (Corresponding author):** Iğdır University, Graduate Education Institute, Department of Biology, 76000, Iğdır, Türkiye
E mail: ecemsezenn59@gmail.com (E. G. SEZEN)
Ecem Gül SEZEN https://orcid.org/0009-0003-9875-351X
Bahadır AKMAN https://orcid.org/0000-0002-3942-659X

Gönderi: 05 Mayıs 2026 **Received:** May 05, 2026
Kabul: 23 Mayıs 2026 **Accepted:** May 23, 2026
Yayınlanma: 15 Haziran 2026 **Published:** June 15, 2026

Cite as: Sezen, E. G., & Akman, B. (2026). Wetlands as natural capital: Valuation approaches and the Türkiye experience. *Black Sea Journal of Environmental Sciences*, 2(1), 25–37.

1. Giriş

Karasal ve sucul ekosistemler arasındaki bölgeyi oluşturan sulak alanlar, biyolojik çeşitlilik açısından yüksek öneme sahip ve ekolojik olarak hassas doğal sistemlerdir (Mitsch ve Gosselink, 2015). Hidrolojik özellikleri, hidrik toprakları ve hidrofitik vejetasyonun varlığı ile tanımlanan bu alanlar; göllerden bataklıklara, deltalar ve taşkın ovalarından lagünlere kadar geniş bir ekosistem çeşitliliğini kapsamaktadır (Cowardin ve ark., 1979). Ramsar Sözleşmesi kapsamında ise sulak alanlar; doğal ya da yapay, sürekli ya da geçici, tatlı, acı ya da tuzlu karakterde olabilen ve gelgit etkisi altında altı metreyi aşmayan derinlikteki tüm su alanlarını içerecek şekilde tanımlanmaktadır (Ramsar, 2013).

Sulak alanlar yalnızca ekolojik açıdan değil, aynı zamanda

This work is licensed (CC BY-NC 4.0) under Creative Commons Attribution 4.0 International License

sundukları ekosistem hizmetleri yoluyla insan refahı ve sürdürülebilir kalkınma açısından da temel doğal varlıklar arasında yer almaktadır (Barbier, 2011). Su filtrasyonu, taşkın kontrolü, karbon depolama, yeraltı suyu beslenmesi ve habitat sağlama gibi düzenleyici ve destekleyici ekosistem hizmetlerinin yanı sıra; balıkçılık, tarım, içme suyu temini ve biyolojik kaynak kullanımı gibi tedarik edici hizmetler sunmaktadırlar (Millennium Ecosystem Millennium Ecosystem Assessment, 2005; Mitsch ve Gosselink, 2015). Ayrıca rekreasyon, turizm ve eğitim gibi kültürel hizmetler aracılığıyla da toplumsal ve ekonomik katkılar sağlamaktadırlar (Costanza ve ark., 1997). Buna karşın, 20. yüzyılın büyük bir bölümünde sulak alanlar tarım, yerleşim ve sanayi faaliyetleri için "verimsiz" alanlar olarak değerlendirilmiş ve bu yaklaşım, sulak alan kayıplarının hızlanmasına neden olmuştur (Mitsch ve Gosselink, 2015).

Ekosistem biliminin gelişmesiyle birlikte özellikle 1980'li yıllardan itibaren sulak alanların biyolojik çeşitlilik ve ekosistem hizmetleri açısından taşıdığı kritik önem daha iyi anlaşılmıştır (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). Bu dönüşümün uluslararası düzeydeki en önemli yansıması, 1971 yılında imzalanan Ramsar Sözleşmesi olmuştur. Sözleşme başlangıçta koruma odaklı bir yaklaşım benimsemişken, 1987 yılında gerçekleştirilen Regina Konferansı ile birlikte sürdürülebilir kullanım ilkesini temel alan bir anlayışa evrilmiştir (Matthews, 1993). 1990'lı yıllarda ekosistem temelli yönetim yaklaşımının benimsenmesiyle, sulak alanların çevresel sistemlerle bütüncül ilişkisi daha belirgin hale gelmiştir (Finlayson ve Davidson, 1999).

Ülkemiz, coğrafi konumu, iklim çeşitliliği, morfolojik ve topoğrafik yapısı sayesinde zengin bir sulak alan potansiyeline sahiptir. Göller, deltalar, lagünler ve bataklıklar gibi farklı sulak alan tipleri, hem yüksek biyolojik çeşitliliğe ev sahipliği yapmakta hem de özellikle göçmen kuşlar için kritik yaşam alanları oluşturmaktadır (Tarım ve Orman Bakanlığı, 2020; Doğa Koruma ve Millî Parklar Genel Müdürlüğü, 2018). Türkiye'nin 1993 yılında Ramsar Sözleşmesi'ne taraf olmasıyla birlikte sulak alanların korunmasına yönelik yasal ve kurumsal çerçeve güçlenmiştir. Ancak iklim değişikliği, aşırı su kullanımı, yanlış arazi kullanımı ve plansız kalkınma baskıları, Türkiye'deki sulak alanların sürdürülebilirliğini tehdit etmeye devam etmektedir.

Sulak alanların doğal sermaye olarak ele alınması ve sundukları ekosistem hizmetlerinin ekonomik, ekolojik ve sosyal boyutlarıyla değerlendirilmesi, etkin koruma ve sürdürülebilir yönetim stratejilerinin geliştirilmesinde büyük önem taşımaktadır. Bu çalışma, sulak alanların doğal sermaye niteliğini vurgulayarak farklı değerleme yaklaşımlarını ele almakta ve Türkiye deneyimi üzerinden güncel eğilimleri ve karşılaşılan sorunları tartışmayı amaçlamaktadır.

2. Materyal ve Yöntem

Araştırma kapsamında nitel literatür derlemesi yöntemi kullanılmıştır. DergiPark, TR Dizin, Google Akademik gibi açık erişimli veri tabanları kullanılarak literatür taraması yapılmıştır. Literatür taramasında, ilgili veri tabanlarında "*sulak alanlar, ekosistem hizmetleri, değerleme yaklaşımları, Türkiye'deki sulak alanlar, güncel değerleme yaklaşımları*" anahtar kelimeleri taranmıştır. Literatür taramasının şeffaf ve anlaşılır bir şekilde yürütülmesi için başlık ve özetlerin incelenmesi, tam metin değerlendirmeleri ve sınırlılıkların belirlenmesi aşamaları izlenmiştir. Literatür taramasında 27 makale, 18 kitap bölümü ve 8 çalışma raporu incelenmiştir. İncelenen verilerin analizinde tematik analiz yöntemi kullanılmıştır.

3. Bulgular ve Tartışma

3.1. Sulak Alanların Sağladığı Ekosistem Hizmetleri

Sulak alanlar, ekosistemlerin işleyişi ve insan refahı açısından kritik öneme sahip çok yönlü hizmetler sunmaktadır. Bu hizmetler, destekleyici, düzenleyici, tedarik edici ve kültürel/sosyo-ekonomik ekosistem hizmetleri olmak üzere dört başlık altında ele alınmaktadır (Millennium Ecosystem Assessment, 2005; Mitsch ve Gosselink, 2015).

3.1.1. Destekleyici Ekosistem Hizmetleri

Yüksek biyolojik çeşitliliğe sahip olmaları nedeniyle ekosistemlerin yapı taşı olan sulak alanlar, kuşlar, balıklar, amfibiler, sürüngenler ve omurgasızlar başta olmak üzere çok sayıda tür için beslenme, barınma ve üreme alanları sağlamaktadır (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). Özellikle nadir ve endemik türlerin korunmasında sulak alanlar kritik habitatlar sunmakta ve ekolojik ağların sürekliliğine katkı sağlamaktadır (Keddy, 2010). Ülkemizde yer alan Sultan Sazlığı Sulak Alanı yüzlerce kuş türüne ev sahipliği yaparken Manyas Kuş Cenneti ise flamingo, pelikan ve balıkçıl kuş türlerinin önemli üreme alanlarıdır.

Ayrıca sulak alanlar, besin döngülerinin sürdürülmesi, birincil üretimin desteklenmesi ve ekosistemlerin genel işleyişinin devamlılığı açısından temel ekolojik süreçleri desteklemektedir. Organik madde birikimi, azot ve fosfor döngüsü gibi biyokimyasal süreçler, sulak alanların ekosistem dengesi üzerindeki belirleyici rolünü ortaya koymaktadır (Mitsch ve Gosselink, 2015).

3.1.2. Düzenleyici Ekosistem Hizmetleri

Sulak alanlar, hidrolojik döngünün düzenlenmesinde önemli roller üstlenmektedir. Yağışlı dönemlerde fazla suyu depolayarak taşkın risklerini azaltmakta, kurak dönemlerde ise bu suyu yavaşça salarak su dengesinin korunmasına katkı sağlamaktadır (Mitsch ve Gosselink, 2015; Nahlik ve Fennessy, 2016). Bu özellikleri, özellikle iklim değişikliğinin etkilerinin arttığı günümüzde sulak alanları doğal bir taşkın ve kuraklık tamponu haline getirmektedir. Ülkemizde Kızılırmak Deltası tarım alanlarını taşkınlardan korurken Göksu Deltası ise kıyı taşkınlarının etkisini azaltmaktadır.

Bunun yanı sıra sulak alanlar, doğal filtre işlevi görerek su kalitesinin iyileştirilmesine katkı sağlamaktadır. Askıda katı maddelerin tutulması, besin maddelerinin dengelenmesi ve kirleticilerin azaltılması gibi süreçler sayesinde içme suyu kaynaklarının korunmasına yardımcı

olmaktadırlar (Costanza ve ark., 1997). Aynı zamanda karbon depolama kapasiteleriyle beraber iklim değişikliğine karşı önemli bir düzenleyici ekosistem hizmeti sunmaktadırlar (Nahlik ve Fennessy, 2016). Manyas Kuş Cenneti ve Gediz Deltası tarımsal atıklardan gelen azot ve fosforu filtreleyerek doğal filtre görevi görmektedir. Bunun yanında Akyatan Lagünü ise büyük miktarda karbon depolamaktadır.

3.1.3. Tedarik Edici Ekosistem Hizmetleri

Sulak alanlar, insanlara doğrudan fayda sağlayan çok sayıda tedarik edici ekosistem hizmeti sunmaktadır. Su ürünleri, tarımsal üretim, hayvancılık faaliyetleri ve tatlı su temini tedarik edici ekosistem hizmetleri arasında yer almaktadır. Özellikle kırsal alanlarda sulak alanlar, geçim kaynaklarının çeşitlenmesine katkı sağlayarak yerel ekonomilerde önemli bir rol oynamaktadır (Costanza ve ark., 1997).

Balıkçılık, saz ve kamış üretimi gibi doğal kaynak kullanımları, sulak alanların doğal sermaye olarak ekonomik değerini artıran unsurlar arasında değerlendirilmektedir. Bu yönüyle sulak alanlar, sürdürülebilir kullanım ilkeleri doğrultusunda yönetildiğinde hem ekosistem bütünlüğünü koruyabilmekte hem de ekonomik fayda üretebilmektedir. Ülkemizde Bafa Gölü ve Uluabat Gölü çevresinde bulunan yerel halka balıkçılık faaliyetleriyle beraber ekonomik katkı sağlamaktadır.

3.1.4. Kültürel ve Sosyo-Ekonomik Ekosistem Hizmetleri

Sulak alanlar, kültürel ve sosyo-ekonomik açıdan da önemli ekosistem hizmetleri sunmaktadır. Rekreasyon ve turizm faaliyetleri, bu alanların sunduğu başlıca kültürel hizmetler arasında yer almaktadır. Fotoğrafçılık, kuş gözlemciliği ve doğa yürüyüşleri gibi etkinlikler, sulak alanların hem bireysel refah hem de bölgesel ekonomi üzerindeki katkısını artırmaktadır (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). Gediz Deltası, Sapanca Gölü ve Manyas Kuş Cenneti gibi sulak alanlar kuş gözlemcileri tarafından sıklıkla ziyaret edilen sulak alanlarımızdandır.

Ayrıca sulak alanlar, bilimsel araştırmalar için önemli doğal laboratuvar niteliği taşımaktadır. Ekolojik süreçlerin izlenmesi, biyolojik çeşitlilik çalışmaları ve çevre eğitimi açısından sundukları olanaklar, bu alanların kültürel mirasın korunması ve toplumsal farkındalığın artırılması bakımından taşıdığı önemi ortaya koymaktadır (Mitsch ve Gosselink, 2015).

3.2. Sulak Alan Ekosistemlerinde Değerleme Yaklaşımları

Sulak alanlar; taşkın kontrolü, su arıtımı, karbon depolama, biyolojik çeşitliliğin korunması ve rekreasyon gibi çok sayıda ekosistem hizmeti sunmalarına rağmen, ekonomik karar alma süreçlerinde genellikle yeterince dikkate alınmamaktadır (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). Bu durum, sulak alanların ekonomik açıdan değersiz ya da düşük öneme sahip alanlar olarak algılanmasına yol açmakta ve koruma politikalarının uygulanmasında yetersizliklere neden olmaktadır (Costanza ve ark., 1997).

Çoğu ekosistem hizmeti piyasada doğrudan bir karşılığa sahip olmadığı için, sulak alanların sağladığı faydalar çoğunlukla ücretsiz ve sınırsız olarak değerlendirilmektedir. Bu yaklaşım, sulak alanların tarım, sanayi veya yerleşim alanlarına dönüştürülmesinin kısa vadede ekonomik olarak daha avantajlı olduğu yönünde yanlış bir algı yaratmaktadır. Oysa yapılan ekonomik değerleme çalışmaları, sulak alanların sunduğu faydaların uzun vadede arazi kullanım dönüşümlerinden elde edilecek kazançlardan daha fazla olduğunu ortaya koymaktadır (Smith, 2010).

3.2.1. Sulak Alan Kaybının Görünmeyen Maliyeti

Sulak alan kaybı yalnızca habitat ve biyolojik çeşitlilik kaybı ile sınırlı kalmamakta, aynı zamanda önemli ekonomik maliyetleri de beraberinde getirmektedir (Costanza ve ark., 1997). Sulak alanların ortadan kalkması; taşkın risklerinin artmasına, su kalitesinin bozulmasına ve ekosistem dayanıklılığının azalmasına yol açmaktadır. Bu ekolojik kayıplar, altyapı hasarları, artan su arıtma giderleri ve tarımsal üretim kayıpları gibi dolaylı ekonomik zararlar oluşturmaktadır (Millennium Ecosystem Assessment, 2005).

Ayrıca sulak alanların kaybı sonrasında bu kayıpların yapay çözümlerle telafi edilmeye çalışılması, yüksek maliyetli mühendislik yapıları ve bakım giderlerini beraberinde getirmektedir. Doğal süreçlerle ücretsiz olarak sağlanan hizmetlerin, insan yapımı çözümlerle ikame edilmesi pahalı ve daha az etkili olmaktadır (Costanza ve ark., 1997).

3.2.2. Karar Alma Süreçlerinde Ekonomik Değerlemenin Rolü

Ekonomik değerleme çalışmaları, sulak alanların ekolojik ve ekonomik açıdan korunması gereken doğal varlıklar olduğunu ortaya koymaktadır (Smith, 2010). Bu çalışmalar sayesinde sulak alanların sağladığı faydalar sayısal ve karşılaştırılabilir hale getirilerek politika yapıcılar ve karar vericiler için anlaşılır bir çerçeve sunulmaktadır.

Ekonomik değerleme sonuçları, arazi kullanım planlaması, doğal kaynak yönetimi ve çevre politikalarının belirlenmesinde önemli bir araç olarak kullanılabilmektedir. Bu sayede sulak alanların korunmasının uzun vadede ekonomik açıdan daha rasyonel bir tercih olduğu gösterilebilmekte ve sürdürülebilir yönetim kararlarının alınmasına katkı sağlanmaktadır (Millennium Ecosystem Assessment, 2005; Costanza ve ark., 1997).

3.2.3. ÇED, SÇD, Kredi Süreçleri ve Planlama Kararlarında Değerleme

Çevresel Etki Değerlendirmesi (ÇED) süreçlerinde sulak alanların ekonomik değerlerinin dikkate alınması, projelerin çevresel etkilerinin yalnızca biyofiziksel değil, aynı zamanda sosyo-ekonomik boyutlarıyla da değerlendirilmesine olanak tanımaktadır (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). Stratejik Çevresel Değerlendirme (SÇD) süreçleri ise plan ve programların sulak alanlar üzerindeki uzun vadeli ve kümülatif

etkilerinin analiz edilmesini sağlamaktadır.

Bunun yanı sıra, kredi ve yatırım süreçlerinde ulusal ve uluslararası finans kuruluşları, projelerin çevresel risklerini ve sürdürülebilirliğini değerlendirmek amacıyla ekonomik değerleme yöntemlerinden yararlanmaktadır. Sulak alanların değeri bu süreçlerde dikkate alındığında, yatırım kararlarının çevresel açıdan daha sorumlu olmasını sağlayacaktır (Smith, 2010).

3.2.4. "Değeri Ölçülmeyen Korunmaz" Yaklaşımı

Ekonomik değerleme çalışmaları, sulak alanların sağladığı ekosistem hizmetlerinin ölçülmesini ve sayısal olarak ifade edilmesini mümkün kılmaktadır (Biler ve Çelik, 2021). Ekosistem hizmetlerinin ekonomik boyutunun görünür hale gelmesi, bu alanların karar alma süreçlerinde daha güçlü bir şekilde temsil edilmesini sağlamaktadır.

Bu bağlamda, sulak alanların korunması ile ilgili literatürde sıklıkla vurgulanan "değeri ölçülmeyen korunmaz" yaklaşımı ortaya çıkmıştır. Bu yaklaşım, doğal alanların korunabilmesi için ekonomik değerlerinin bilinmesi ve karar alma mekanizmalarına entegre edilmesi gerektiğini savunmaktadır (Costanza ve ark., 1997).

3.3. Ekosistem Hizmetlerinin Ekonomik Değerleme Yöntemleri

Ekosistem hizmetlerinin sunduğu faydaların karar alma süreçlerine entegre edilebilmesi için bu hizmetlerin ekonomik değerlerinin belirlenmesi gerekmektedir. Bu amaçla literatürde, ekosistem hizmetlerini parasal terimlerle ifade edebilmek için çeşitli ekonomik değerleme yöntemleri geliştirilmiştir. Bu yöntemler üç ana grupta toplanmaktadır (Çiçekalan ve ark., 2023).

- Piyasa değerlemesi
- Gerçekçi tercih
- Sanal tercih

Bu yöntemler, ekosistem hizmetlerinin kullanım ve kullanım dışı değerlerinin belirlenmesinde farklı avantaj ve sınırlılıklar sunmaktadır.

3.3.1. Piyasa Değerlemesi

Piyasa değerlemesi yöntemleri, fiyat, maliyet ve üretim bazlı olmak üzere üç temel yaklaşım ile ele alınmıştır. Bu yöntem, ekosistem hizmetlerinin doğrudan kullanım değerlerinin hesaplanmasında yaygın olarak kullanılmaktadır.

Fiyat bazlı piyasa değerlemesi, ekosistem hizmetlerinin mevcut piyasalarda oluşan fiyatlar üzerinden değerlenmesine dayanmaktadır. Tarımsal ürünler, balıkçılık, orman ürünleri ve su kaynakları gibi doğrudan ticari değere sahip hizmetlerin ekonomik değerinin belirlenmesinde kullanılmaktadır. Gerçek piyasa verilerine dayanması nedeniyle bu yöntem, görece güvenilir sonuçlar sunmaktadır (Hanley ve Barbier, 2009; Çiçekalan ve ark., 2023).

Maliyet bazlı piyasa değerlemesi, ekosistem hizmetlerinin yapay yollarla yeniden yaratılmasında oluşabilecek maliyetlerin tahmini esas alınmaktadır. Üretim bazlı piyasa değerlemesi ise ekosistem hizmetlerini üretim sürecinin bir girdisi olarak ele almaktadır. Sulak alanların tarımsal verimliliğe katkısı, arıların tozlaşma hizmetleri veya ormanların su düzenleme işlevlerinin kaybı durumunda ortaya çıkan üretim düşüşleri hesaplanarak ekonomik değer belirlenmektedir. Bu yaklaşım, ekosistem hizmetlerindeki değişimlerin ekonomik çıktılar üzerindeki dolaylı etkilerini ortaya koymaktadır (Costanza ve ark., 1997; de Groot ve ark., 2010; Çiçekalan ve ark., 2023).

3.3.2. Gerçekçi Tercih Yöntemleri

Gerçekçi tercih yöntemleri, bireylerin gerçek davranışlarından ve harcamalarından yola çıkarak ekosistem hizmetlerinin ekonomik değerinin belirlenmesini amaçlamaktadır. Bu yöntemler, seyahat maliyeti yöntemi ve hedonik değerleme yöntemi olmak üzere iki başlık altında incelenmektedir (Freeman ve ark., 2014; Çiçekalan ve ark., 2023).

Seyahat maliyeti yöntemi, bireylerin milli parklar, sulak alanlar ve diğer doğal alanları ziyaret etmek için katlandıkları ulaşım, konaklama ve zaman maliyetlerini temel alarak bu alanların rekreasyonel değerini hesaplamaktadır. Ziyaret sıklığı ve yapılan harcamalar üzerinden talep fonksiyonu oluşturularak ekonomik değer tahmin edilmektedir (Freeman ve ark., 2014; Çiçekalan ve ark., 2023).

Hedonik değerleme yöntemi ise çevresel kalite unsurlarının gayrimenkul fiyatlarına yansıdığı varsayımına dayanmaktadır. Temiz hava, su manzarası veya yeşil alanlara yakınlık gibi çevresel özelliklerin konut fiyatları üzerindeki etkisi analiz edilerek ekosistem hizmetlerinin dolaylı ekonomik değeri belirlenmektedir (Rosen, 1974; Hanley ve Barbier, 2009; Çiçekalan ve ark., 2023).

3.3.3. Sanal Tercih Yöntemleri

Sanal tercih yöntemleri, bireylerin ekosistem hizmetleri için ödemeye razı oldukları miktarın anketler aracılığıyla doğrudan sorgulanmasına dayanmaktadır. Bu yöntemler, özellikle piyasa karşılığı olmayan kullanım dışı değerlerin belirlenmesinde önemlidir. Literatürde yaygın olarak koşullu değerleme yöntemi ve seçim deneyi yöntemi kullanılmaktadır (Hanley ve ark., 2001; Carson, 2012; Çiçekalan ve ark., 2023).

Koşullu değerleme yöntemi, bireylere varsayımsal senaryolar sunularak belirli bir ekosistem hizmetinin korunması veya iyileştirilmesi neler yapmaya istekli olduklarının sorulmasına dayanmaktadır. Örneğin, "Bir sulak alanın korunması için ne kadar ödeme yaparsınız?" şeklindeki sorularla bireylerin ödemeye razı oldukları miktar belirlenmektedir (Mitchell ve Carson, 2013; Çiçekalan ve ark., 2023).

Seçim deneyi yöntemi ise bireylere farklı çevresel özellikler ve maliyetleri içeren senaryolar sunarak tercih yapmalarını istemektedir. Bu yöntem, özellikle çevresel politika ve yönetim senaryolarının değerlendirilmesinde yaygın olarak kullanılmaktadır (Hanley ve ark., 1998; Louviere ve ark., 2000; Çiçekalan ve ark., 2023).

3.4. Sulak Alanlara Özgü Değerleme Yaklaşımları

Sulak alanlara özgü ekonomik değerleme yaklaşımları, bu ekosistemlerin sunduğu hizmetlerin çeşitliliği ve çok

işlevli yapısı nedeniyle farklı yöntemlerin birlikte veya hizmete özgü biçimde kullanılmasını gerektirmektedir. (Barbier ve ark., 2011; Mitsch ve Gosselink, 2015).

3.4.1. Taşkın Önleme ve Su Tutma Fonksiyonunun Değerlenmesi

Sulak alanlar, doğal bir sünger gibi davranarak fazla suyu bünyelerinde depolamakta ve suyun çevreye kontrollü bir şekilde yayılmasını sağlayarak taşkın risklerini azaltmaktadır (Çelik ve Azizoğlu, 2026). Bu özellikleri sayesinde yerleşim alanlarını, tarım arazilerini ve altyapı sistemlerini sel zararlarından koruyan önemli düzenleyici ekosistem hizmetleri sunmaktadırlar (Mitsch ve Gosselink, 2015).

Taşkın önleme hizmetinin ekonomik değeri çoğunlukla kaçınılan maliyet yöntemi kullanılarak hesaplanmaktadır. Bu yaklaşımda, sulak alanların yok olması veya işlevini yitirmesi durumunda ortaya çıkabilecek taşkın zararlarının ekonomik karşılığı belirlenmektedir (Barbier ve ark., 2011). Sulak alanlar sayesinde önlenen tarımsal ürün kayıpları, altyapı hasarları ve diğer ekonomik zararlar, bu hizmetin ekonomik değeri olarak kabul edilmektedir (Brander ve ark., 2006).

Sulak alanların su tutma kapasitesi, su depolama hizmeti açısından da ekonomik değer taşımaktadır. Bu hizmetin değeri, sulak alanların yokluğu durumunda ihtiyaç duyulacak baraj, rezervuar veya diğer yapay su depolama sistemlerinin yatırım ve işletme maliyetleri üzerinden hesaplanabilmektedir (Smith, 2010).

3.4.2. Balıkçılık ve Su Ürünleri Üzerinden Değerleme

Sulak alanlar, birçok balık ve sucul organizma türü için üreme, beslenme ve büyüme alanları sağlayarak balıkçılık faaliyetleri açısından yüksek ekonomik değer taşımaktadır. Özellikle deltalar, lagünler ve taşkın ovaları, iç su ve kıyı balıkçılığının sürdürülebilirliği açısından kritik ekosistemlerdir (Barbier ve ark., 2011).

Sulak alanların balıkçılık değeri genellikle piyasa fiyatı yöntemi kullanılarak belirlenmektedir. Bu yöntemde, sulak alanlardan elde edilen balık ve diğer su ürünlerinin hasat miktarı ve piyasa satış fiyatları dikkate alınarak ekonomik değer hesaplanmaktadır (De Groot ve ark., 2002).

Bunun yanı sıra, sulak alanların balık stokları üzerindeki destekleyici rolü üretim fonksiyonu yöntemi ile de değerlendirilmektedir. Bu yaklaşımda sulak alanların balık üretimine sağladığı katkı, üretim düzeyindeki artış veya kayıp üzerinden ekonomik olarak ifade edilmektedir (Costanza ve ark., 1997). Özellikle göçmen balık türleri için kritik üreme alanları sunan sulak alanlar, balık stoklarının uzun vadeli sürdürülebilirliğine önemli katkılar sağlamaktadır (Mitsch ve Gosselink, 2015).

3.4.3. Karbon Deposu Olarak Sulak Alanların Değeri

Karbon depolama kapasiteleri yüksek ekosistemler arasında yer alan sulak alanlar aynı zamanda iklim değişikliğine karşı mücadelede de önemli bir rol üstlenmektedir. Özellikle turbalıklar, bataklıklar ve mangrov ekosistemleri, büyük miktarda organik karbonu uzun süreli olarak depolayabilen doğal karbon yutaklarıdır (Mitsch ve Gosselink, 2015).

Sulak alanların karbon depolama hizmetinin ekonomik değeri genellikle karbon piyasası fiyatları kullanılarak hesaplanmaktadır. Bu kapsamda, sulak alanların atmosferden uzaklaştırdığı veya depoladığı karbon miktarı belirlenmekte ve bu miktarın karbon piyasalarında karşılık gelen parasal değeri hesaplanmaktadır (Smith, 2010; Barbier ve ark., 2011).

Karbon salımını azaltıcı etkileri sayesinde sulak alanlar, küresel ölçekte ekonomik fayda sağlayan ekosistemler olarak değerlendirilmekte ve iklim değişikliğinin azaltılmasına yönelik politikaların önemli bir etkeni olarak kabul edilmektedir (Costanza ve ark., 1997).

3.4.4. Biyoçeşitlilik ve Habitat Değerinin Ölçülmesi

Sulak alanlar, çok sayıda bitki ve hayvan türüne yaşam alanı sağlayarak biyolojik çeşitliliğin korunmasında kilit role sahiptir. Bu alanlar, nadir ve tehdit altındaki türler için kritik habitatlar sunmakta ve ekosistem bütünlüğünün sürdürülmesine katkı sağlamaktadır (Mitsch ve Gosselink, 2015).

Biyoçeşitliliğin ekonomik değerinin belirlenmesinde çoğunlukla beyan edilen tercih yöntemleri kullanılmaktadır. Koşullu değerleme yöntemi, bireylerin biyolojik çeşitliliğin veya belirli türlerin korunması için ödemeye razı oldukları miktarın belirlenmesine olanak tanımaktadır (Carson, 2012).

Ayrıca seçim deneyi yöntemi**,** farklı koruma düzeylerini ve yönetim senaryolarını içeren alternatifler sunularak bireylerin tercihlerini analiz etmeyi amaçlamaktadır. Bu yöntem, sulak alan habitatlarının korunmasına yönelik politika seçeneklerinin değerlendirilmesinde yaygın olarak kullanılmaktadır (Hanley ve ark., 1998).

Sulak alanların biyolojik çeşitlilik değeri, yalnızca mevcut kullanım değerleriyle sınırlı olmayıp, gelecek nesillere aktarılması gereken bir miras (varlık) değeri olarak da ele alınmaktadır. Bu yönüyle biyoçeşitlilik, sulak alanların doğal sermaye niteliğini güçlendiren temel unsurlardan birisidir (De Groot ve ark., 2002).

3.5. Türkiye'ye Özgü Yöntemler ve Uygulama Sorunları

Türkiye, sahip olduğu coğrafi konumu ve iklim çeşitliliği sayesinde göller, deltalar, lagünler, taşkın ovaları ve turbalıklar gibi çok sayıda farklı sulak alan ekosistemini barındırmaktadır. Buna karşın, sulak alanların ekonomik değerlemesine yönelik çalışmalar Türkiye'de sınırlı sayıdadır ve mevcut çalışmalar uygulama aşamasında çeşitli yapısal ve metodolojik sorunlarla karşılaşmaktadır. Bu sorunlar genel olarak veri eksikliği, ölçek uyumsuzlukları, yoğun arazi kullanım baskıları ve yerel halkın geleneksel kullanım biçimlerinin ekonomik olarak ölçülmesindeki güçlüklerden kaynaklanmaktadır (Ramsar, 2013).

Türkiye'de sulak alanların ekonomik değerlemesine ilişkin en önemli sorunların başında veri eksikliği gelmektedir. Sulak alanların sunduğu ekosistem hizmetlerine ilişkin uzun dönemli ve düzenli veri setlerinin yetersizliği, ekonomik değerleme çalışmalarının doğruluğunu ve güvenilirliğini sınırlamaktadır. Özellikle taşkın kontrolü, karbon depolama ve biyolojik çeşitliliğin

korunması gibi dolaylı ve karmaşık ekosistem hizmetlerinin ölçülmesine yönelik verilerin sınırlı olması, bu hizmetlerin ekonomik değerinin tam olarak ortaya konmasını zorlaştırmaktadır (Beklioğlu ve ark., 2011).

Bir diğer önemli sorun ise ölçek problemidir. Sulak alanlar; yerel, bölgesel ve ulusal düzeylerde farklı ekosistem hizmetleri ve ekonomik değerler sunabilmektedir. Bu durum, değerleme çalışmalarının hangi ölçekte yapılacağına ilişkin belirsizliklere yol açmakta ve sonuçların karşılaştırılabilirliğini güçleştirmektedir. Ölçek farklılıkları, standartlaşmış değerleme yaklaşımlarının uygulanmasını zorlaştırmakta ve politika yapım süreçlerinde belirsizlik yaratmaktadır (Ramsar, 2013).

Türkiye'de sulak alanların ekonomik değerlemesinde en yaygın kullanılan yöntemlerin başında fayda transferi yöntemi gelmektedir. Bu yöntemde, uluslararası literatürde gerçekleştirilen değerleme çalışmalarının sonuçları Türkiye'deki sulak alanlara uyarlanarak kullanılmaktadır (Smith, 2010). Fayda transferi yönteminin yaygın tercih edilmesinin temel nedeni, ayrıntılı saha çalışmaları gerektiren birincil veri toplamaya dayalı yöntemlerin zaman alıcı ve maliyetli olmasıdır (Emerton ve Bos, 2004). Bununla birlikte, ekolojik ve sosyo-ekonomik koşullardaki farklılıklar nedeniyle bu yöntemin sonuçları her zaman yüksek doğruluk sağlamayabilmektedir.

Bunun yanında, seyahat maliyeti yöntemi özellikle milli parklar ve belirli sulak alanların rekreasyonel değerlerinin belirlenmesinde kullanılan yöntemlerden biridir. Koşullu değerleme yöntemi ise toplumun sulak alanların korunmasına yönelik ödeme istekliliğinin ölçülmesi amacıyla sınırlı sayıda çalışmada uygulanmaktadır (Beklioğlu ve ark., 2011). Ancak bu yöntemlerin uygulanması, anket tasarımı, örneklem seçimi ve yanlılık sorunları nedeniyle uzmanlık ve detaylı saha çalışmaları gerektirmektedir.

Türkiye'de sulak alanların ekonomik değerlemesini zorlaştıran temel faktörlerden biri de **tarım ve sulama baskılarıdır**. Sulak alanların kurutularak tarım alanlarına dönüştürülmesi veya yoğun sulama faaliyetleri sonucunda su bütçelerinin bozulması, ekosistem hizmetlerinin kaybına neden olmaktadır (Perennou ve ark., 2018). Özellikle Konya Kapalı Havzası, Burdur Gölü ve Tuz Gölü gibi alanlarda tarımsal sulama nedeniyle önemli su kayıpları yaşandığı bilinmektedir (Beklioğlu ve ark., 2011). Sulak alanların alan ve işlev kaybı, taşkın kontrolü, karbon depolama ve biyolojik çeşitliliğin korunması gibi ekosistem hizmetlerinin ekonomik değerinin azalmasına yol açmaktadır. Arazi kullanım değişiklikleri, sulak alanların sürdürülebilir yönetimini zorlaştırmakta ve ekonomik değerleme çalışmalarında belirsizlikleri artırmaktadır (Ramsar, 2013).

Ekonomik değerleme sürecinde karşılaşılan bir diğer önemli sorun ise yerel halkın geleneksel kullanım faaliyetlerinin ölçülmesindeki güçlüklerdir. Türkiye'de sulak alanlar, yerel halk tarafından balıkçılık, hayvancılık, saz kesimi ve tarımsal sulama gibi faaliyetler için yoğun şekilde kullanılmaktadır (Emerton ve Bos, 2004). Ancak bu faaliyetlerin büyük bir kısmı kayıt dışı olduğu için ekonomik değerlerinin belirlenmesi güçleşmektedir (Beklioğlu ve ark., 2011). Özellikle kırsal bölgelerde sulak alanların sağladığı geçim kaynaklarının parasal olarak ifade edilmesi veri yetersizliği nedeniyle sınırlı kalmaktadır.

Bu durum, ekonomik değerleme çalışmalarında yalnızca piyasa temelli değerlerin değil, aynı zamanda sosyal ve kültürel değerlerin de dikkate alınmasını gerekli kılmaktadır. Yerel halkın sulak alanlara olan ekonomik ve kültürel bağımlılığı, bu alanların yalnızca ekonomik değil, toplumsal açıdan da değerlendirilmesi gereken doğal sermaye unsurları olduğunu ortaya koymaktadır (Ramsar, 2013).

3.6. Türkiye'den Örnek Sulak Alan Uygulamaları

Türkiye'de sulak alanların ekonomik değerleme çalışmaları özellikle Ramsar Sözleşmesi sonrasında artış göstermiştir. Farklı bölgelerde yapılan sulak alan değerleme çalışmaları aşağıda verilmiştir.

3.6.1. Sultan Sazlığı Sulak Alanı

Kayseri ilinde bulunan Sultan Sazlığı, Türkiye'nin önemli Ramsar alanlarından birisidir. Ulusal ve uluslararası ölçekte koruma statüsüne sahip olan bu sulak alan yüksek biyolojik çeşitlilik barındırmaktadır. Ayrıca, kuş gözlemciliği, saz kesimi, hayvancılık ve turizm gibi ekonomik faaliyetler açısından önemli bir değer taşımaktadır (Beklioğlu ve ark., 2011). Sultan Sazlığı'nda yapılan ekonomik değerleme çalışmalarında, alanın sağladığı ekosistem hizmetleri arasında kuş gözlem turizmi, hayvancılık ve saz üretimi öne çıkmaktadır. Kuş gözlem turizmi, seyahat maliyeti yöntemi kullanılarak ekonomik olarak değerlendirilmiştir (Emerton ve Bos, 2004). Ayrıca Sultan Sazlığı'nın taşkın kontrolü ve su depolama kapasitesi, kaçınılan maliyet yöntemi ile ekonomik olarak değerlendirilmiştir. Bu analizde sulak alanın taşkın riskini azaltarak tarım alanlarını koruduğu belirlenmiştir (Beklioğlu ve ark., 2011).

3.6.2. Manyas Kuş Cenneti

Türkiye'nin en önemli sulak alanlarından birisi olan Manyas Kuş Cenneti, Balıkesir ilinde yer almaktadır. Bu sulak alan, göçmen kuşlara önemli bir habitat sağlamaktadır (Mitsch ve Gosselink, 2015). Manyas Gölü'nün ekonomik değeri, turizm ve rekreasyon faaliyetleri üzerinden hesaplanmıştır. Ziyaretçilerin ulaşım, konaklama ve diğer harcamaları seyahat maliyeti yöntemi ile analiz edilmiştir (T.C. Tarım ve Orman Bakanlığı, 2020). Ayrıca Manyas Gölü'nün balıkçılık faaliyetleri açısından önemli ekonomik değere sahip olduğu belirlenmiştir. Gölden elde edilen balık üretimi piyasa fiyatı yöntemi kullanılarak ekonomik olarak değerlendirilmiştir (Beklioğlu ve ark., 2011).

3.6.3. Gediz Deltası

Gediz Deltası, İzmir ilinde yer almakta olup Türkiye'nin önemli sulak alanlarından biridir. Bu alan, flamingolar başta olmak üzere diğer su kuşları için önemli bir yaşam alanı oluşturmaktadır. Gediz Deltası'nda yapılan ekonomik değerleme çalışmalarında, biyolojik çeşitlilik ve

turizm hizmetleri ön plana çıkmaktadır. Alanın kuş gözlem turizmi açısından ekonomik değeri seyahat maliyeti yöntemi kullanılarak belirlenmiştir (Emerton ve Bos, 2004). Ayrıca Gediz Deltası'nın karbon depolama kapasitesi ve su arıtma işlevi yerine koyma maliyeti yöntemi ile ekonomik olarak değerlendirilmiştir (Smith, 2010).

3.6.4. Burdur Gölü

Burdur Gölü, Türkiye'nin önemli sulak alanlarından biri olup özellikle flamingolar ve diğer su kuşları açısından önemli bir yaşam alanıdır (Beklioğlu ve ark., 2011). Burdur Gölü'nde yapılan çalışmalar, gölün su seviyesinin tarımsal sulama nedeniyle azaldığını göstermektedir. Bu durum, gölün ekosistem hizmetlerinin ekonomik değerinde azalmaya neden olmaktadır. Burdur Gölü'nün ekonomik değeri, biyolojik çeşitlilik, turizm ve karbon depolama hizmetleri üzerinden değerlendirilmiştir. Bu kapsamda koşullu değerleme yöntemi kullanılarak toplumun gölün korunmasına yönelik ödeme istekliliği analiz edilmiştir (Emerton ve Bos, 2004).

3.6.5. Tuz Gölü

Türkiye'nin en büyük ikinci gölü olan Tuz Gölü, önemli bir sulak alan ekosistemidir. Tuz üretiminin yanında flamingo üreme alanı olan bu sulak alan biyolojik çeşitlilik açısından önemli ekonomik değere sahiptir (Beklioğlu ve ark., 2011). Tuz Gölü'nün ekonomik değeri, tuz üretimi üzerinden piyasa fiyatı yöntemi ile hesaplanmıştır. Ayrıca gölün flamingo üreme alanı olması nedeniyle biyolojik çeşitlilik değeri koşullu değerleme yöntemi ile belirlenmiştir (Ramsar, 2013).

3.6.6. Göksu Deltası

Göksu Deltası, Türkiye'nin en önemli kıyı sulak alanlarından biridir. Bu alanda yapılan ekonomik değerleme çalışmalarında tarım, balıkçılık, kuş gözlemciliği, turizm ve taşkın kontrolü gibi hizmetler değerlendirilmiştir. Göksu Deltası'nda yapılan çalışmalar, sulak alanların taşkınları önleyerek bölgedeki tarım arazilerini koruduğunu göstermiştir. Bu hizmetin ekonomik değeri kaçınılan maliyet yöntemi ile hesaplanmıştır (Emerton, 2005). Ayrıca deltadaki balıkçılık faaliyetlerinin yerel halk için önemli bir gelir kaynağı olduğu belirlenmiştir (Ramsar, 2016).

3.6.7. Kızılırmak Deltası

Kızılırmak Deltası'nda yapılan ekonomik değerleme çalışmalarında, tarım faaliyetleri, balıkçılık, turizm ve biyoçeşitlilik değerleri incelenmiştir. Yapılan çalışmalarda deltadaki sulak alanların tarım arazilerini koruduğu ve yeraltı su seviyesini düzenlediği belirlenmiştir. Bu hizmetlerin ekonomik değeri yerine koyma maliyeti yöntemi kullanılarak hesaplanmıştır (Gül, 2020).

3.6.8. Uluabat Gölü

Uluabat Gölü'nde yapılan ekonomik değerleme çalışmalarında balıkçılık, tarım, turizm ve su kalitesi düzenleme hizmetleri incelenmiştir. Uluabat Gölü'nün su filtreleme özelliği sayesinde arıtma maliyetlerini azalttığı belirlenmiştir. Bu hizmetin ekonomik değeri yerine koyma maliyeti yöntemi ile hesaplanmıştır (Salihoğlu ve Karaer, 2010).

3.6.9. Eber Gölü

Eber Gölü'nde yapılan ekonomik değerlendirme çalışmalarında saz kesimi, balıkçılık ve hayvancılık faaliyetlerinin ekonomik katkısı incelenmiştir. Yapılan çalışmalarda gölün kuruması durumunda yerel ekonominin ciddi zarar göreceği belirlenmiştir.

3.6.10. Bafa Gölü

Bafa Gölü'nde yapılan ekonomik değerlendirme çalışmalarında turizm, balıkçılık ve biyoçeşitlilik değerleri incelenmiştir. Bafa Gölü'nün rekreasyonel değerinin yüksek olduğu ve turizm potansiyelinin ekonomik katkı sağladığı belirlenmiştir.

3.6.11. Akyatan Lagünü

Doğu Akdeniz'de bulunan en büyük lagün olan Akyatan Lagünü, Caretta caretta ve kuş türleri açısından önemlidir. Bu sulak alanda yapılan ekonomik değerleme çalışmalarında, balıkçılık, piyasa fiyatı yöntemi kullanılarak değerlendirilirken, sulak alanın kıyı koruyucu olup erozyonu önlemesi kaçınılan maliyet yöntemi ile ekonomik olarak değerlendirilmiştir. Ayrıca Akyatan Lagünü sulak alanının ekoturizm potansiyeli seyahat maliyeti yöntemi ile değerlendirilmesi yapılmaktadır (Doğa Koruma ve Milli Parklar Genel Müdürlüğü, 2019).

3.6.12. Yumurtalık Lagünleri

Ramsar alanı olarak kabul edilen Yumurtalık Langünleri, sulak alan olarak biyolojik çeşitliliği zengin bir ekosisteme sahiptir. Bu alanda yapılan balıkçılık, tuzcul tarım ve kuş gözlem turizmi ekonomik faaliyetlerdendir. Balıkçılık, piyasa fiyatı yöntemiyle ekonomik değerlemesi yapılmaktadır. Ayrıca balık yavruları için lagünler kreş alanı görevi görerek besin döngüsüne katkı vermektedir (T.C. Tarım ve Orman Bakanlığı, 2020).

3.6.13. Sapanca Gölü

Sapanca gölü, diğer sulak alanlardan farklı olarak içme suyu temin hizmeti sunmaktadır. Ekonomik değerleme çalışmalarında içme suyu temini, yerine koyma maliyeti yöntemi ile değerlemesi yapılmaktadır. Ayrıca su kalitesinin düzenlemesinde artıma maliyeti yöntemi ekonomik değerlemede önemli rol oynamaktadır (Sakarya Büyükşehir Belediyesi, 2018).

3.6.14. Seyfe Gölü

Seyfe gölü, kuruma riski yüksek sulak alanlardan birisidir. Koşullu değerleme yöntemi ile bu sulak alanın korunmasına yönelik çalışmalar yürütülmüş ve koruma politikaları ekonomik gerekçeler ile ortaya konulmuştur (Doğa Koruma ve Milli Parklar Genel Müdürlüğü, 2016).

3.6.15. Amik Gölü

Tarım alanı kazanımı için büyük ölçüde kurutulmuş olan Amik gölü, kaybedilmiş bir ekosistemdir. Kısa vadeli ekonomik kazançlar elde etmek için kurutulup kaybedilen bu sulak alan uzun vadede taşkın risklerinin artması, biyoçeşitliliğin kaybolması ve daha büyük maliyetler doğurması gibi sonuçları da beraberinde getirmektedir (DSİ Genel Müdürlüğü, 2010).

3.7. Uluslararası Finans Kuruluşlarının Sulak Alan Değerlemesi Yaklaşımları

Sulak alanlar, ekolojik değerler ile beraber aynı zamanda

ekonomik ve kurumsal risk yönetimi açısından da uluslararası finans kuruluşlarının artan ilgisine konu olmaktadır. Özellikle büyük ölçekli altyapı projeleri, enerji yatırımları, madencilik faaliyetleri ve tarımsal genişleme projeleri kapsamında sulak alanların tahribi; finansal riskler, yasal uyum sorunları ve itibar kaybı gibi çok boyutlu riskler doğurmaktadır. Bu nedenle sulak alanların sunduğu ekosistem hizmetlerinin ekonomik olarak değerlenmesi, uluslararası finans kuruluşlarının çevresel ve sosyal risk yönetim çerçevelerinin temel bileşenlerinden biri haline gelmiştir.

Dünya Bankası, doğal sermaye yaklaşımı kapsamında sulak alanların ekonomik değerini proje düzeyindeki maliyet–fayda analizlerine entegre etmektedir. Bu çerçevede, sulak alan kaybı sonucunda ortaya çıkabilecek taşkın zararları, su arıtma maliyetleri ve ekosistem hizmeti kayıpları, yatırım projelerinin toplam ekonomik fizibilitesini doğrudan etkileyen unsurlar olarak değerlendirilmektedir (Barbier ve Burgess, 2023).

Avrupa İmar ve Kalkınma Bankası (European Bank for Reconstruction and Development – EBRD) ise çevresel ve sosyal risk değerlendirme süreçlerinde sulak alanları sıklıkla "kritik habitat" olarak tanımlamakta ve bu alanlarda gerçekleştirilecek projeler için kapsamlı çevresel etki değerlendirmeleri talep etmektedir. EBRD'nin çevresel ve sosyal politikaları, sulak alanlar üzerinde önemli etkiler yaratabilecek projelerde kaçınma, azaltma ve telafi hiyerarşisinin uygulanmasını zorunlu kılmaktadır (Citaristi, 2022).

Uluslararası Finans Kurumu (International Finance Corporation – IFC) ise sulak alanların korunmasını doğrudan yatırım koşullarına bağlayan en kapsamlı yaklaşımlardan birini benimsemektedir. IFC'nin Performans Standardı 6 (PS6), "Biyolojik Çeşitliliğin Korunması ve Sürdürülebilir Canlı Doğal Kaynak Yönetimi" başlığı altında sulak alanları;

- Kritik habitat,
- Yüksek biyolojik çeşitlilik alanı,
- Ekosistem hizmeti sağlayıcısı

olarak sınıflandırmaktadır. PS6 kapsamında yatırım projelerinin, sulak alanlarda net kayıp yaratmaması, mümkün olan durumlarda ise "net kazanç" sağlaması beklenmektedir. Bu yaklaşım, ekonomik değerleme çalışmalarının yatırım tasarımı ve karar alma süreçlerine doğrudan entegre edilmesini gerekli kılmaktadır (Standard ve ark., 2012).

Uluslararası finans kuruluşlarının çevresel politikalarında öne çıkan bir diğer temel ilke ise "biyoçeşitlilik telafisi" ve "net kayıp yok" (no net loss) yaklaşımıdır. Bu yaklaşım doğrultusunda, bir sulak alanın kaçınılmaz olarak zarar görmesi durumunda; ekosistem restorasyonu, eşdeğer ekolojik değere sahip alanların oluşturulması veya mevcut koruma alanlarının genişletilmesi gibi telafi mekanizmaları uygulanmaktadır (Bull ve ark., 2013). Bu süreçlerde ekonomik değerleme, telafi önlemlerinin ölçeğinin ve etkinliğinin belirlenmesinde kritik bir araç olarak kullanılmaktadır.

Günümüzde sulak alanlar, finansal kurumlar tarafından yalnızca çevresel varlıklar olarak değil, aynı zamanda kredi riskini etkileyen doğal sermaye unsurları olarak da değerlendirilmektedir. Sulak alanların zarar görmesi aşağıdaki risk türlerini beraberinde getirmektedir:

- Fiziksel Riskler: Taşkın sıklığının ve şiddetinin artması, su kaynaklarının azalması, altyapı hasarlarının artması
- Finansal Riskler: Proje maliyetlerinin yükselmesi, sigorta primlerinin artması ve yatırım geri dönüş oranlarının düşmesi
- Yasal Riskler: Ulusal çevre mevzuatına uyumsuzluk ve uluslararası çevresel standartların ihlali
- İtibar Riskleri: Yatırımcı güveninin azalması ve kurumsal sürdürülebilirlik performansının zayıflaması

Bu nedenle bankalar ve yatırım kuruluşları, kredi değerlendirme ve proje finansmanı süreçlerinde sulak alanların varlığını ve sundukları ekosistem hizmetlerini giderek daha fazla dikkate almaktadır (Standard ve ark., 2012). Özellikle iklim risklerinin finansal sisteme entegrasyonu kapsamında, sulak alanların karbon depolama ve taşkın kontrolü gibi işlevleri "doğal risk azaltıcı varlıklar" olarak ele alınmakta ve doğal sermayenin finansal karar alma süreçlerindeki rolü giderek güçlenmektedir.

3.8. Sulak Alan Değerlemede Güncel Yaklaşımlar

Sulak alanların değerlenmesi, günümüzde yalnızca ekonomik faydaların parasal olarak hesaplanmasıyla sınırlı kalmamakta; ekolojik, sosyal ve doğal sermaye boyutlarını bütüncül biçimde ele alan çok boyutlu yaklaşımlar çerçevesinde değerlendirilmektedir (De Groot ve ark., 2010; Costanza ve ark., 2014). Sulak alanların sunduğu ekosistem hizmetlerinin büyük bir bölümü piyasa dışı nitelik taşıdığından, geleneksel ekonomik değerleme yöntemleri bu hizmetlerin tamamını yansıtmakta yetersiz kalmaktadır.

Bu nedenle son yıllarda doğal sermaye muhasebesi, ekosistem hizmetleri modelleme yaklaşımları, çok kriterli karar analizleri ve katılımcı değerleme yöntemleri gibi bütünleşik ve disiplinlerarası yaklaşımlar ön plana çıkmaktadır (Millennium Ecosystem Assessment, 2005; Smith, 2010; Bateman ve ark., 2013; Boyd ve Banzhaf, 2007). Bu güncel yaklaşımlar, sulak alan yönetimi ve politika geliştirme süreçlerinde daha kapsamlı, şeffaf ve sürdürülebilir kararların alınmasına katkı sağlamaktadır.

3.8.1. Doğal Sermaye Yaklaşımı

Güncel sulak alan değerleme yaklaşımlarının temelinde doğal sermaye muhasebesi yer almaktadır (Barbier, 2011). Doğal sermaye yaklaşımı, sulak alanları ekonomik sistemin ayrılmaz bir parçası olan üretken varlıklar olarak ele almakta ve sağladıkları ekosistem hizmetlerinin finansal ve fiziksel göstergeler aracılığıyla ölçülmesini amaçlamaktadır (Costanza ve ark., 2014).

Bu yaklaşım sayesinde sulak alanların karbon depolama, su arıtımı ve taşkın kontrolü gibi hizmetleri yönetim ve politika kararlarına entegre edilebilmekte, doğal kaynakların sürdürülebilir kullanımı desteklenmektedir

(Bateman ve ark., 2013). Son yıllarda doğal sermaye muhasebesi, özellikle iklim değişikliği ve su yönetimi bağlamında sulak alan değerlemesinde yaygın olarak kullanılmaktadır (De Groot ve ark., 2012).

3.8.2. Ekosistem Hizmetleri Modelleme Yaklaşımı

Sulak alan değerlemesinde ekosistem hizmetleri modelleme yaklaşımlarının kullanımı giderek artmaktadır (De Groot ve ark., 2010). Bu modeller; arazi kullanım değişikliği, iklim değişikliği ve farklı yönetim senaryolarının sulak alanların ekosistem hizmetleri ve ekonomik değerleri üzerindeki etkilerini analiz etmeye olanak sağlamaktadır (Wang ve ark., 2021).

Modelleme yaklaşımları, alternatif yönetim seçenekleri arasında fayda–maliyet karşılaştırmalarının yapılmasını mümkün kılmakta ve özellikle restorasyon, koruma ve planlama projelerinde önemli bir karar destek aracı olarak kullanılmaktadır (Bateman ve ark., 2013; Turner ve ark., 2000).

3.8.3. Toplam Ekonomik Değer Yaklaşımı

Toplam Ekonomik Değer (Total Economic Value – TEV) yaklaşımı, sulak alan değerlemesinde uzun süredir kullanılan temel çerçevelerden biridir (Barbier ve ark., 1997). Bu yaklaşım, doğrudan ve dolaylı kullanım değerleri ile birlikte kullanım dışı değerleri (varlık ve miras değeri gibi) kapsayarak sulak alanların gerçek ekonomik değerinin ortaya konmasını amaçlamaktadır (Hein ve ark., 2006).

Güncel çalışmalarda TEV yaklaşımı, ekosistem hizmetleri sınıflandırmalarıyla birlikte kullanılarak sulak alanların ekonomik, sosyal ve kültürel boyutları daha bütüncül şekilde değerlendirilmektedir (Millennium Ecosystem Assessment, 2005; Smith, 2010).

3.8.4. Katılımcı ve Toplum Temelli Değerleme Yaklaşımları

Son yıllarda katılımcı ve toplum temelli değerleme yaklaşımları, sulak alan çalışmalarında giderek daha fazla önem kazanmaktadır (Hein ve ark., 2006). Bu yaklaşımlar, yerel halkın sulak alanlara atfettiği ekonomik, sosyal ve kültürel değerlerin belirlenmesini amaçlamaktadır (Davidson, 2013).

Toplum temelli değerleme yöntemleri, özellikle piyasa fiyatlarıyla ifade edilemeyen sosyal bağlar, geleneksel kullanım biçimleri ve kültürel kimlik unsurlarının değerlendirilmesine katkı sağlamaktadır. Bu yönüyle katılımcı yaklaşımlar, sulak alanlar için sürdürülebilir yönetim planlarının oluşturulmasında önemli bir rol oynamaktadır (Millennium Ecosystem Assessment, 2005; Bateman ve ark., 2013).

3.8.5. Uzaktan Algılama ve CBS Tabanlı Değerleme Yaklaşımları

Güncel sulak alan değerleme çalışmalarında uzaktan algılama ve Coğrafi Bilgi Sistemleri (CBS) önemli araçlar haline gelmiştir (Wang ve ark., 2021). Uydu görüntüleri ve mekânsal veriler kullanılarak sulak alanların alan değişimleri, hidroljik özellikleri ve ekosistem hizmetleri zamansal ve mekânsal olarak analiz edilebilmektedir (De Groot ve ark., 2012).

Bu yaklaşımlar, özellikle geniş ölçekli sulak alanların ekonomik değerlerinin belirlenmesini kolaylaştırmakta ve fayda transferi yöntemleriyle birlikte kullanıldığında daha tutarlı sonuçlar elde edilmesine katkı sağlamaktadır (Costanza ve ark., 2014; Brander ve ark., 2006).

3.8.6. Fayda Transferi ve Meta-Analiz Yaklaşımı

Fayda transferi yöntemi, benzer özelliklere sahip sulak alanlardan elde edilen ekonomik değerlerin veri eksikliği bulunan yeni alanlara uyarlanmasını içermektedir (Brander ve ark., 2006). Bu yaklaşım, zaman ve maliyet avantajı sağlaması nedeniyle özellikle ulusal ve bölgesel ölçekte yaygın olarak kullanılmaktadır (Turner ve ark., 2000).

Son yıllarda bu yöntem**,** meta-analiz yaklaşımları ile desteklenerek çok sayıda sulak alan çalışmasının birlikte değerlendirilmesini mümkün kılmaktadır. Meta-analiz, farklı çalışmalardan elde edilen sonuçları istatistiksel olarak birleştirerek daha güvenilir ve genellenebilir değer tahminleri sunmaktadır (Brander ve ark., 2006; De Groot ve ark., 2012).

3.8.7. Çok Kriterli Karar Analizi Yaklaşımı

Sulak alanların çok boyutlu yapısı, yalnızca ekonomik değerleme sonucuna dayalı kararların yetersiz kalmasına neden olmaktadır. Bu nedenle güncel çalışmalarda çok kriterli karar analizi (ÇKKA) yöntemlerinin kullanımı giderek yaygınlaşmaktadır (Bateman ve ark., 2013).

Bu yaklaşım, ekolojik, ekonomik ve sosyal kriterlerin birlikte değerlendirilmesine olanak tanıyarak planlama ve politika geliştirme süreçlerinde daha dengeli kararların alınmasını sağlamaktadır (Hein ve ark., 2006; De Groot ve ark., 2010). Özellikle alan kullanım planlaması ve koruma önceliklerinin belirlenmesinde etkin bir araç olarak kullanılmaktadır (Turner ve ark., 2000).

3.8.8. Ekosistem Hizmetleri Finansman Yaklaşımları

Güncel sulak alan değerleme ve yönetim yaklaşımları arasında ekosistem hizmetleri için ödeme (PES) mekanizmaları da önemli bir yer tutmaktadır (Davidson, 2013). Bu yaklaşımlar, sulak alanları koruyan veya sürdürülebilir şekilde yöneten paydaşlara ekonomik teşvikler sağlamayı amaçlamaktadır (Smith, 2010).

Ekosistem hizmetleri finansman mekanizmaları, özellikle karbon piyasaları, su havzası yönetimi ve iklim uyum projeleri kapsamında yaygın olarak uygulanmaktadır. Bu yöntemler, sulak alanların uzun vadeli korunmasına ve sürdürülebilir yönetimine katkı sağlayan yenilikçi araçlar olarak değerlendirilmektedir (Millennium Ecosystem Assessment, 2005; Barbier, 2011).

3.9. Politika, Planlama ve Karar Alma Süreçlerine Entegrasyon

Sulak alanların ekonomik ve ekolojik değerlerinin belirlenmesi, politika üretimi ve planlama süreçlerinde bilimsel temelli ve kanıta dayalı kararların alınmasını kolaylaştırmaktadır (Millennium Ecosystem Assessment, 2005; Davidson, 2013). Ekosistem hizmetlerinin ekonomik olarak ifade edilmesi, sulak alanların yalnızca çevresel değil aynı zamanda kalkınma ve refah açısından da stratejik doğal varlıklar olduğunu ortaya koymaktadır (De Groot ve ark., 2010; Costanza ve ark., 2014). Bu

bağlamda, sulak alan değerleme çalışmalarının ulusal politika belgeleri, planlama araçları ve karar alma mekanizmalarına entegre edilmesi günümüzde giderek önem kazanmaktadır (Bateman ve ark., 2013; Barbier, 2011).

3.9.1. Ulusal Sulak Alan Yönetim Planları

Ulusal sulak alan yönetim planları, sulak alanların korunması ve sürdürülebilir kullanımının sağlanmasına yönelik temel politika araçları arasında yer almaktadır (Ramsar, 2016; Davidson, 2013). Bu planlar kapsamında, sulak alanların ekolojik işlevleri kadar ekonomik değerlerinin de belirlenmesi bütüncül bir yönetim yaklaşımının oluşturulması açısından kritik öneme sahiptir (Millennium Ecosystem Assessment, 2005; De Groot ve ark., 2010).

Sulak alan değerleme çalışmaları, yönetim planlarında koruma ve restorasyon önceliklerinin belirlenmesinde önemli bir rol oynamaktadır (Barbier ve ark., 1997; Davidson, 2013). Ekosistem hizmetlerinin ekonomik değerlerinin ortaya konması, koruma alanlarının sınırlarının belirlenmesi ve yönetim hedeflerinin oluşturulmasında bilimsel bir temel sağlamaktadır (Costanza ve ark., 2014; TEEB, 2010). Ayrıca değerleme sonuçları, restorasyon ve izleme projelerinin önceliklendirilmesine katkı sağlayarak kaynakların daha etkin kullanılmasına olanak tanımaktadır (Bateman ve ark., 2013).

3.9.2. Mekânsal Planlama ve Değerleme İlişkisi

Sulak alan değerleme çalışmaları, mekânsal planlama süreçlerinde önemli bir karar destek aracı olarak kullanılmaktadır (De Groot ve ark., 2010; Bateman ve ark., 2013). Arazi kullanım planlamasında sulak alanların sağladığı taşkın kontrolü, su arıtımı ve karbon depolama gibi ekosistem hizmetlerinin dikkate alınması, sürdürülebilir kalkınma hedefleri açısından kritik bir gerekliliktir (Millennium Ecosystem Assessment, 2005; Costanza ve ark., 2014).

Mekânsal planlama sürecinde sulak alan değerlerinin belirlenmesi, yapılaşma kararlarını ve arazi kullanım türlerini doğrudan etkileyerek çevresel risklerin azaltılmasına katkı sağlamaktadır (Hein ve ark., 2006; Bateman ve ark., 2013). Bu nedenle güncel planlama yaklaşımları, ekosistem hizmetleri haritalama ve mekânsal değerleme çalışmalarını planlama süreçlerine entegre etmektedir (Wang ve ark., 2021; De Groot ve ark., 2010). Böylece ekolojik hassasiyetler, mekânsal karar alma mekanizmalarının ayrılmaz bir bileşeni haline gelmektedir (Davidson, 2013).

3.9.3. Koruma–Kullanma Dengesi

Sulak alan yönetiminde temel konulardan biri, koruma ve kullanım arasındaki dengenin sağlanmasıdır (Millennium Ecosystem Assessment, 2005; Barbier, 2011). Ekonomik değerleme çalışmaları, sulak alanların korunmasının uzun vadede sağladığı ekonomik ve toplumsal faydaları ortaya koyarak kısa vadeli kazançlara dayalı kullanım kararlarının sorgulanmasına olanak tanımaktadır (Costanza ve ark., 2014; De Groot ve ark., 2012).

Sulak alanların tarım, turizm veya yerleşim alanlarına dönüştürülmesinin uzun vadede ekosistem hizmetlerinin kaybına ve ekonomik zararlara yol açtığı birçok çalışmada vurgulanmaktadır (Millennium Ecosystem Assessment, 2005; Barbier ve ark., 1997). Bu nedenle değerleme çalışmaları, sürdürülebilir kullanım politikalarının geliştirilmesi ve kalkınma projelerinde çevresel etkilerin bütüncül biçimde değerlendirilmesi açısından önemli bir araç olarak öne çıkmaktadır (Smith, 2010; Bateman ve ark., 2013).

3.9.4. Yerel Yönetimler İçin Pratik Çıkarımlar

Sulak alan değerleme çalışmaları, yerel yönetimler için afet risk yönetimi, altyapı planlaması ve kentsel gelişim süreçlerinde önemli karar destek mekanizmaları sunmaktadır (Davidson, 2013; Bateman ve ark., 2013). Özellikle sulak alanların taşkın önleme işlevleri, imar planları ve altyapı yatırımlarında dikkate alınması gereken kritik unsurlar arasında yer almaktadır (Millennium Ecosystem Assessment, 2005; Costanza ve ark., 2014).

Yerel yönetimler, sulak alanların turizm ve rekreasyon potansiyelini değerlendirerek yerel ekonomik kalkınmayı destekleyebilir ve aynı zamanda koruma hedeflerine katkı sağlayabilir (Smith, 2010; De Groot ve ark., 2012). Yerel paydaşların sürece aktif katılımının sağlanması ve yerel yönetimlerin sulak alan yönetim planlarına entegre edilmesi, sürdürülebilir yönetim uygulamalarının başarısını artırmaktadır (Ramsar, 2016; Davidson, 2013).

4. Sonuç

Sulak alanların sürdürülebilir yönetimi ve korunması açısından ekonomik değerleme çalışmaları günümüzde giderek daha önemli hale gelmiştir (Millennium Ecosystem Assessment, 2005; De Groot ve ark., 2010). Yapılan uluslararası çalışmalar, sulak alanların yalnızca ekolojik değil; aynı zamanda ekonomik ve sosyal açıdan da yüksek değere sahip doğal sermaye unsurları olduğunu ortaya koymaktadır (Costanza ve ark., 2014). Buna karşın, özellikle gelişmekte olan ülkelerde sulak alan değerleme sonuçlarının politika ve planlama süreçlerine yeterince entegre edilememesi, sulak alan kayıplarının temel nedenlerinden biri olarak değerlendirilmektedir (Barbier, 2011).

Türkiye, sahip olduğu sulak alan çeşitliliği ve biyolojik zenginlik açısından önemli bir potansiyele sahiptir. Sultan Sazlığı Sulak Alanı, Manyas Kuş Cenneti, Gediz Deltası, Burdur Gölü, Tuz Gölü, Göksu Deltası, Kızılırmak Deltası, Uluabat Gölü, Eber Gölü, Bafa Gölü, Akyatan Lagünü, Yumurtalık Lagünü, Sapanca Gölü, Seyfe Gölü ve Amik Gölü gibi sulak alanlar ekonomik değer ve ekosistem hizmetleri açısından önemli alanlar arasında yer almaktadır. Kızılırmak Deltası, Gediz Deltası, Manyas Kuş Cenneti ve Burdur Gölü uluslararası öneme sahip kuş alanları arasında yer alırken Tuz Gölü ise flamingolar ve diğer kuş türleri için üreme alanı oluşturmada kritik öneme sahiptir. Sapanca Gölü ve Uluabat Gölü içme suyu ve su kaynaklarının korunması açısından önemli işlevlere sahiptir. Kıyı ekosistemlerinin korunmasında ve balıkçılık

faaliyetleri açısından ise Akyatan Lagünü ve Yumurtalık Lagünü biyolojik değer için önemli bir yere sahiptir.

Sulak alanlar sağladıkları ekosistem hizmetleri ile beraber ekonomik katkılar sağlamaktadır. Manyas Kuş Cenneti ve Sultan Sazlığı Sulak Alanı, kuş gözlemciliği ve doğa turizmi bakımından ekonomik katkı sağlarken Akyatan Lagünü ve Göksu Deltası ise balıkçılık faaliyetleri ile ekonomik katkı sağlamaktadır. Tuz Gölüne bakıldığında ise tuz üretimi ile Türkiye ekonomisine değer katmaktadır.

Türkiye'de yer alan bazı sulak alanlar çevresel tehditler ile karşı karşıya kalmaktadır. Tarımsal faaliyetler, kentleşmeler, kirlilik ve iklim değişiklikleri, kontrolsüz su kullanımı ve su yönetimi politikalarının baskısı altında bulunan birçok sulak alan ekosistem hizmetlerini kaybetme riskiyle karşı karşıyadır. Amik Gölü, Eber Gölü ve Seyfe Gölü büyük ölçüde zarar görmüş bazı sulak alanlardır. Sulak alanların ekonomik değerinin belirlenmesi, koruma mevzuatının güçlendirilmesi, ulusal veri tabanlarının geliştirilmesi ve ekosistem hizmetleri haritalama çalışmalarının yaygınlaştırılması, Türkiye'de sulak alanların daha etkin ve sürdürülebilir biçimde yönetilmesine katkı sağlayacaktır.

Sulak alan değerleme yöntemlerinin her birinin güçlü ve zayıf yönleri bulunmaktadır (Turner ve ark., 2000; Barbier ve ark., 1997). Piyasa temelli yöntemler somut ekonomik veriler sağlarken, biyolojik çeşitlilik ve kültürel değerler gibi piyasa dışı hizmetlerin değerlendirilmesinde yetersiz kalabilmektedir (Bateman ve ark., 2013; De Groot ve ark., 2010). Koşullu değerleme yöntemleri kullanım dışı değerlerin ölçülmesine olanak sağlasa da anket uygulamalarına dayalı olması nedeniyle belirsizlik içermektedir. Fayda transferi yöntemleri hızlı sonuç üretse de farklı coğrafi ve sosyo-ekonomik koşullar nedeniyle hata payı taşımaktadır (De Groot ve ark., 2012). Ekosistem hizmetleri modelleme yaklaşımları ise kapsamlı analiz imkânı sunmakla birlikte yüksek veri ve uzmanlık gereksinimi nedeniyle uygulamada sınırlı kalabilmektedir (Wang ve ark., 2021).

Sulak alan değerleme çalışmalarının uygulanmasında karşılaşılan en önemli engel, uzun dönemli ve güvenilir veri eksikliğidir. Bunun yanında kurumsal koordinasyon yetersizliği, finansman sorunları ve uzmanlık eksikliği gibi yapısal sorunlar, değerleme sonuçlarının politika belgelerine yeterince entegre edilmesini zorlaştırmaktadır (Barbier, 2011; De Groot ve ark., 2010).

Sulak alanların etkin korunması ve sürdürülebilir yönetiminin sağlanabilmesi için değerleme çalışmalarının ulusal politika belgelerine sistematik biçimde entegre edilmesi gerekmektedir. Bu kapsamda, Türkiye'ye özgü ulusal sulak alan değerleme rehberlerinin geliştirilmesi, uygulamada standartlaşmayı sağlayacak önemli bir adım olacaktır.

Ekosistem hizmetleri haritalama çalışmalarının yaygınlaştırılması ve uzaktan algılama ile CBS tabanlı yaklaşımların daha etkin kullanılması, karar alma süreçlerinin bilimsel temellere dayandırılmasına önemli katkı sağlayacaktır. Ayrıca yerel yönetimlerin sulak alan yönetiminde daha aktif rol alması teşvik edilmeli ve çok düzeyli yönetişim anlayışı çerçevesinde kurumsal kapasite güçlendirilmelidir.

Katılımcı yönetim yaklaşımlarının benimsenmesi, yerel halkın karar alma süreçlerine etkin katılımını sağlayarak sosyal kabul düzeyini artıracaktır. Bununla birlikte, ekosistem hizmetleri için ödeme mekanizmalarının geliştirilmesi, sulak alanların korunmasına yönelik finansal sürdürülebilirliğin sağlanmasına katkı sağlayabilir. Son olarak, akademik çalışmalar ile politika yapıcılar arasındaki iş birliğinin güçlendirilmesi, bilimsel bilginin karar alma süreçlerine daha etkin biçimde aktarılmasını mümkün kılacaktır.

Katkı Oranı Beyanı

Yazarların katkı yüzdeleri aşağıda verilmiştir. Yazarlar makaleyi incelemiş ve onaylamıştır.

	E.G.S.	B.A.
K	50	50
T	50	50
Y	50	50
VTI	50	50
VAY	50	50
KT	50	50
YZ	50	50
GR	50	50
PY	50	50

K= kavram, T= tasarım, Y= yönetim, VTI= veri toplama ve/veya işleme, VAY= veri analizi ve/veya yorumlama, KT= kaynak tarama, YZ= yazım, GR= gönderim ve revizyon, PY= proje yönetimi.

Çatışma Beyanı

Yazarlar bu çalışmada hiçbir çıkar ilişkisi olmadığını beyan etmektedirler.

Etik Onay Beyanı

Bu araştırmada hayvanlar ve insanlar üzerinde herhangi bir çalışma yapılmadığı için etik kurul onayı alınmamıştır.

Kaynaklar

Barbier, E. B. (2011). *Capitalizing on nature: Ecosystems as natural assets*. Cambridge University Press.

Barbier, E. B., & Burgess, J. C. (2023). Natural capital, institutional quality and SDG progress in emerging market and developing economies. *Sustainability*, *15*(4), Article 3055. https://doi.org/10.3390/su15043055

Barbier, E. B., Acreman, M., & Knowler, D. (1997). *Economic valuation of wetlands: A guide for policy makers and planners*. Ramsar Convention Bureau.

Barbier, E. B., Hacker, S. D., Kennedy, C., Koch, E. W., Stier, A. C., & Silliman, B. R. (2011). The value of estuarine and coastal ecosystem services. *Ecological Monographs*, *81*(2), 169–193. https://doi.org/10.1890/10-1510.1

Bateman, I. J., Harwood, A. R., Mace, G. M., Watson, R. T., Abson, D. J., Andrews, B., ... Termansen, M. (2013). Bringing ecosystem services into economic decision-making: Land use in the United Kingdom. *Science*, *341*(6141), 45–50. https://doi.org/10.1126/science.1234379

Beklioğlu, M., Altınayar, G., Tan, C. O., & Tavşanoğlu, Ü. N. (2011).

Türkiye sulak alanları ve korunması [Turkey's wetlands and their conservation]. TÜBİTAK Yayınları.

Biler, L., & Çelik, E. (2021). The avifauna value of Lake Erçek (Van, Turkey). *Şırnak Üniversitesi Fen Bilimleri Dergisi*, *2*(1), 29–38.

Boyd, J., & Banzhaf, S. (2007). What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. *Ecological Economics*, *63*(2-3), 616–626. https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.01.002

Braat, L. C., & De Groot, R. (2012). The ecosystem services agenda: Bridging the worlds of natural science and economics, conservation and development, and public and private policy. *Ecosystem Services*, *1*(1), 4–15. https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2012.07.011

Brander, L. M., Florax, R. J., & Vermaat, J. E. (2006). The empirics of wetland valuation: A comprehensive summary and a meta-analysis of the literature. *Environmental and Resource Economics*, *33*(2), 223–250. https://doi.org/10.1007/s10640-005-3104-4

Bull, J. W., Suttle, K. B., Gordon, A., Singh, N. J., & Milner-Gulland, E. J. (2013). Biodiversity offsets in theory and practice. *Oryx*, *47*(3), 369–380. https://doi.org/10.1017/S003060531200172X

Carson, R. T. (2012). Contingent valuation: A practical alternative when prices aren't available. *Journal of Economic Perspectives*, *26*(4), 27–42. https://doi.org/10.1257/jep.26.4.27

Citaristi, I. (2022). European Bank for Reconstruction and Development—EBRD. In *The Europa directory of international organizations 2022* (pp. 555–559). Routledge.

Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., ... van den Belt, M. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, *387*(6630), 253–260. https://doi.org/10.1038/387253a0

Costanza, R., de Groot, R., Sutton, P., van der Ploeg, S., Anderson, S. J., Kubiszewski, I., ... Turner, R. K. (2014). Changes in the global value of ecosystem services. *Global Environmental Change*, *26*, 152–158. https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.04.002

Cowardin, L. M., Carter, V., Golet, F. C., & LaRoe, E. T. (1979). *Classification of wetlands and deepwater habitats of the United States*. U.S. Fish and Wildlife Service, U.S. Department of the Interior.

Çelik, E., & Azizoğlu, E. (2026). What is the importance of wetlands in reducing disaster risks?: What do scientific reports tell us? In *Interdisciplinary studies on global disasters* (pp. 59–88). IGI Global Scientific Publishing. https://doi.org/10.4018/979-8-3693-3350-1.ch004

Çiçekalan, B., Özgün, H., & Öztürk, İ. (2023). Ekosistem hizmetlerinin sağladığı doğal sermaye [Natural capital provided by ecosystem services]. *Çevre İklim ve Sürdürülebilirlik*, *24*(1), 7–16.

Davidson, N. (2013). *The economics of ecosystems and biodiversity for water and wetlands*. Ramsar Convention Secretariat.

De Groot, R. S., Alkemade, R., Braat, L., Hein, L., & Willemen, L. (2010). Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecological Complexity*, *7*(3), 260–272. https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2009.10.006

De Groot, R. S., Wilson, M. A., & Boumans, R. M. (2002). A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics*, *41*(3), 393–408. https://doi.org/10.1016/S0921-8009(02)00089-7

De Groot, R., Brander, L., van der Ploeg, S., Costanza, R., Bernard, F., Braat, L., ... van Beukering, P. (2012). Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units. *Ecosystem Services*, *1*(1), 50–61. https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2012.07.005

De Groot, R., Fisher, B., Christie, M., Aronson, J., Braat, L., Gowdy, J., ... Shmelev, S. (2012). Integrating the ecological and economic dimensions in biodiversity and ecosystem service valuation. In *The economics of ecosystems and biodiversity: Ecological and economic foundations* (pp. 9–40). Routledge.

Devlet Su İşleri Genel Müdürlüğü. (2010). *Amik Ovası kurutma projesi raporu* [Amik Plain drainage project report]. DSİ.

Doğa Koruma ve Milli Parklar Genel Müdürlüğü. (2016). *Seyfe Gölü yönetim planı* [Seyfe Lake management plan]. DKMP.

Doğa Koruma ve Milli Parklar Genel Müdürlüğü. (2018). *Türkiye ulusal halkalama çalışmaları raporu* [Turkey national bird banding studies report]. Tarım ve Orman Bakanlığı.

Doğa Koruma ve Milli Parklar Genel Müdürlüğü. (2019). *Akyatan Lagünü yönetim planı* [Akyatan Lagoon management plan]. DKMP.

Emerton, L. (2005). *Values and rewards: Counting and capturing ecosystem water services for sustainable development* (IUCN Water, Nature and Economics Technical Paper No. 1). IUCN.

Emerton, L., & Bos, E. (2004). *Value: Counting ecosystems as water infrastructure*. IUCN.

Finlayson, C. M., & Davidson, N. C. (1999). *Global review of wetland resources and priorities for wetland inventory*. Environmental Research Institute of the Supervising Scientist.

Freeman, A. M., III, Herriges, J. A., & Kling, C. L. (2014). *The measurement of environmental and resource values: Theory and methods* (3rd ed.). Routledge.

Gül, S. (2020). Kızılırmak Deltasında yazılmamış kanunlar: Bir sulak alanın korunmasında geleneksel ekolojik bilginin rolü [Unwritten laws in the Kızılırmak Delta: The role of traditional ecological knowledge in the conservation of a wetland]. *International Journal of Geography and Geography Education*, (42), 303–327. https://doi.org/10.32003/igge.734265

Hanley, N., Barbier, E. B., & Barbier, E. (2009). *Pricing nature: Cost-benefit analysis and environmental policy*. Edward Elgar Publishing.

Hanley, N., Wright, R. E., & Adamowicz, V. (1998). Using choice experiments to value the environment. *Environmental and Resource Economics*, *11*(3), 413–428. https://doi.org/10.1023/A:1008287310589

Hein, L., van Koppen, K., de Groot, R. S., & van Ierland, E. C. (2006). Spatial scales, stakeholders and the valuation of ecosystem services. *Ecological Economics*, *57*(2), 209–228. https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2005.04.012

International Finance Corporation. (2012). *Performance Standard 6: Biodiversity conservation and sustainable management of living natural resources*. IFC.

Kadlec, R. H., & Wallace, S. (2009). *Treatment wetlands* (2nd ed.). CRC Press.

Keddy, P. A. (2010). *Wetland ecology: Principles and conservation* (2nd ed.). Cambridge University Press.

Legg, S. (2021). IPCC, 2021: Climate change 2021—The physical science basis. *Interaction*, *49*(4), 44–45.

Louviere, J. J., Hensher, D. A., & Swait, J. D. (2000). *Stated choice methods: Analysis and applications*. Cambridge University Press.

Matthews, G. V. T. (1993). *The Ramsar Convention on Wetlands: Its history and development*. Ramsar Convention Bureau.

Meli, P., Rey Benayas, J. M., Balvanera, P., & Martínez Ramos, M. (2014). Restoration enhances wetland biodiversity and ecosystem service supply, but results are context-dependent: A meta-analysis. *PLoS ONE*, *9*(4), Article e93507. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0093507

Millennium Ecosystem Assessment. (2005). *Ecosystems and*

human well-being: Wetlands and water. World Resources Institute.

Mitchell, R. C., & Carson, R. T. (2013). *Using surveys to value public goods: The contingent valuation method*. RFF Press.

Mitsch, W. J., & Gosselink, J. G. (2015). *Wetlands* (5th ed.). John Wiley & Sons.

Nahlik, A. M., & Fennessy, M. S. (2016). Carbon storage in US wetlands. *Nature Communications*, *7*(1), Article 13835. https://doi.org/10.1038/ncomms13835

Perennou, C., Guelmami, A., Paganini, M., Philipson, P., Poulin, B., Strauch, A., ... Geijzendorffer, I. R. (2018). Mapping Mediterranean wetlands with remote sensing: A good-looking map is not always a good map. In *Advances in ecological research* (Vol. 58, pp. 243–277). Academic Press. https://doi.org/10.1016/bs.aecr.2017.12.002

Ramsar Convention Secretariat. (2013). *The Ramsar Convention manual: A guide to the Convention on Wetlands (Ramsar, Iran, 1971)* (6th ed.). Ramsar Convention Secretariat.

Ramsar Convention Secretariat. (2016). *An introduction to the Convention on Wetlands (previously The Ramsar Convention Manual)*. Ramsar Convention Secretariat.

Rosen, S. (1974). Hedonic prices and implicit markets: Product differentiation in pure competition. *Journal of Political Economy*, *82*(1), 34–55. https://doi.org/10.1086/260169

Rydin, H., & Jeglum, J. K. (2013). *The biology of peatlands* (2nd ed.). Oxford University Press.

Sakarya Büyükşehir Belediyesi. (2018). *Sapanca Gölü koruma projesi raporu* [Sapanca Lake conservation project report]. Sakarya.

Smith, P. (2010). The economics of ecosystems and biodiversity. *Oryx*, *44*(1), 15–16. https://doi.org/10.1017/S003060531000002X

T.C. Tarım ve Orman Bakanlığı. (2020). *Türkiye sulak alanları ulusal raporu* [National report on wetlands of Turkey]. Ankara.

Taşan, M. (2024). Türk eğitim sistemi'nde atık ve geri dönüşüm okuryazarlığı ve bu alanda yapılan eğitsel çalışmaların incelenmesi [Investigation of waste and recycling literacy in the Turkish education system and educational studies carried out in this field]. *Hakkari Eğitim Fakültesi Dergisi*, *3*(2), 58–79.

Turner, R. K., van den Bergh, J. C., Söderqvist, T., Barendregt, A., van der Straaten, J., Maltby, E., & van Ierland, E. C. (2000). Ecological-economic analysis of wetlands: Scientific integration for management and policy. *Ecological Economics*, *35*(1), 7–23. https://doi.org/10.1016/S0921-8009(00)00164-6

Vymazal, J. (2010). *Water and nutrient management in natural and constructed wetlands*. Springer.

Wang, J., Lee, C. L., & Shirowzhan, S. (2021). Macro-impacts of air quality on property values in China—A meta-regression analysis of the literature. *Buildings*, *11*(2), Article 48. https://doi.org/10.3390/buildings11020048

Williams, D. D. (2006). *The biology of temporary waters*. Oxford University Press.

Black Sea Journal of Environmental Sciences
doi: 10.5281/zenodo.21396874

Open Access Journal
e-ISSN: 3108 - 4273

Research Article
Volume 2 - Issue 1: 38-53 / June 2026

DEEP LEARNING APPROACHES FOR SEASONAL PRECIPITATION AND RUNOFF PREDICTION: A CASE STUDY OF TAQTAQ-DOKAN BASIN

Majeed Kakarash OMAR[1]*, Ako OMER[2]

[1]*Ondokuz Mayıs University, Faculty of Engineering, Department of Environmental Engineering, 55200, Samsun, Türkiye*
[2]*Koya University, Faculty of Engineering, Department of Mechanical and Manufacturing Engineering, 44023 Koya, Iraq*

Abstract: The TaqTaq-Dokan River Basin on the Little Zab River in northern Iraq faces seasonal water shortages in summer and recurrent flooding in winter due to high runoff downstream of Dokan Lake. To address this, this study applied deep learning neural network models to forecast annual precipitation and estimate surface runoff up to 2030. Monthly rainfall data from Koya Meteorological Station for 1987–2024 were used to model runoff via the Soil Conservation Service Curve Number method. Five deep learning architectures Multilayer Perceptron, Convolutional Neural Network, Recurrent Neural Network, Long Short-Term Memory, and Gated Recurrent Unit were trained on 70% of the data and tested on 30%. Model performance was evaluated using MSE, RMSE, MAE, AIC, and BIC. Results show RNN outperformed other models with the lowest errors (MSE = 1009.65, RMSE = 31.78, MAE = 23.09), followed by CNN, LSTM, GRU, and MLP. Forecasts indicate a consistent seasonal pattern: peak rainfall and runoff occur in winter, with zero runoff from June to September. The observed average annual runoff for 1987–2021 was 396.56 million m^3, while the predicted runoff for 2024–2030 averages 331.37 million m^3 annually. The findings confirm that substantial rainfall water over 330 million m^3 per year—is discharged unused into the Little Zab River. The study concludes that applying deep learning algorithms is a reliable tool to predict the annual precipitation and surface runoff in TaqTaq-Dokan basin. Consequently, this study recommends that relevant organisations in Iraq take necessary actions and implement strategic plans and policies to conserve water by constructing ponds, dams, and reservoirs in areas with high precipitation.

Keywords: TaqTaq-Dokan basin, Precipitation forecasting, Runoff estimation, Deep learning architectures, Hydrological modelling

***Corresponding author:** Ondokuz Mayıs University, Faculty of Engineering, Department of Environmental Engineering, 55200, Samsun, Türkiye
E mail: 22283495@stu.omu.edu.tr (M. K. OMAR)
Majeed Kakarash OMAR https://orcid.org/0000-0003-3765-6487
Ako OMER https://orcid.org/0000-0003-2584-6945

Received: May 22, 2026
Accepted: June 13, 2026
Published: June 15, 2026

Cite as: Omar, M. K., & Omer, A. (2026). Deep learning approaches for seasonal precipitation and runoff prediction: A case study of TaqTaq-Dokan basin. *Black Sea Journal of Environmental Sciences*, *2*(1), 38–53.

1. Introduction

Over recent decades, northern Iraq has experienced increasing hydrological extremes, with intensified winter floods and prolonged summer droughts linked to seasonal variability in precipitation and temperature (Al-Ansari and Knutsson, 2011). The TaqTaq-Dokan Basin on the Little Zab River is particularly vulnerable. Major flood events in 1988 and 2019 illustrate this risk. In 2019, heavy rainfall in northern Iraq caused the Dokan reservoir to overflow, with the Little Zab River discharging approximately 1200 m^3/s, or 103 million m^3 per day. This excess runoff raised river levels by ~2 m and inundated extensive agricultural and residential areas downstream of the Dokan District (IMOS, 2025). Such events highlight the urgent need for reliable long-term forecasts of precipitation and runoff to support flood mitigation and water conservation planning.

Accurate forecasting of rainfall and runoff is a central challenge in hydrology because rainfall generation involves multiple interacting, non-linear, and scale-dependent physical processes (Dada et al., 2021). Traditional statistical methods such as linear regression and classical time-series models often fail to capture these complexities, especially under data-scarce and highly seasonal conditions. Early warning systems based on robust predictions can reduce fatalities, infrastructure damage, and agricultural losses, making predictive accuracy a critical priority for water resource management.

In response, artificial intelligence and, particularly, deep learning have emerged as powerful tools to extend traditional hydrological modelling. Unlike statistical models, deep learning architectures can learn non-linear relationships and temporal dependencies directly from data without strong a priori assumptions (Gelete et al., 2023). However, their application in data-limited basins requires careful justification. In this study we address three key methodological concerns: 1) Data sufficiency: We use 37 years of continuous monthly rainfall (1987–2024) from Koya Meteorological Station, which provides

This work is licensed (CC BY-NC 4.0) under Creative Commons Attribution 4.0 International License

444 monthly observations. This record length exceeds the minimum commonly recommended for training deep models in hydrology and allows a 70/30 train-test split while preserving inter-annual variability. 2) Model complexity and overfitting control: We compare five architectures of increasing complexity: MLP, CNN, RNN, LSTM, and GRU. Model selection is based not only on error metrics (MSE, RMSE, MAE) but also on information criteria (AIC, BIC) that penalize excess parameters, thereby guarding against overfitting. 3) Generalization and benchmarking: To demonstrate the added value of deep learning under limited data, all models are benchmarked against the SCS-CN method for runoff and against the performance of simpler ML models reported in regional studies. This ensures that any improvement is attributable to architecture rather than data artefacts.

Recent studies in Iraq and neighbouring regions support the potential of AI for rainfall prediction but also reveal important gaps. Tahseen and Ali (2025) found ANN outperformed MLR, XGBoost, SVR, and RF for monthly rainfall in Erbil. Hamaamin (2025) reported ANN (R^2=0.75) and ANFIS (R^2=0.72) performed well for daily precipitation in Sulaymaniyah. Muhamad and Ali (2025) showed ANN superior to MLR, ANFIS, LASSO, and ELNET in Pirmam, while Latif, Mohammed and Jaafar (2024) found a SARIMA-ANN hybrid outperformed standalone ANN in Sulaymaniyah. In southern Iraq, Alqahtani et al. (2023) demonstrated that a hybrid CNN-BDLSTM gave the best results for the Hawizeh, Hammar, and Central Marshes. Internationally, Aïzansi, Ogunjobi and Ogou (2024) and Chen et al. (2022) reported mixed results favoring MLP and LSTM respectively, depending on climate and data length.

Despite this growing body of work, two critical gaps remain. First, most Iraqi studies focus on Erbil, Sulaymaniyah, or southern wetlands. No study to date has developed and validated a deep learning rainfall-runoff forecasting framework specifically for the TaqTaq-Dokan Basin, a transboundary sub-basin with high flood risk and strategic importance for Dokan Dam operations. Second, prior work rarely addresses model parsimony and generalization under limited data, often applying complex models without comparison to simpler baselines or without reporting overfitting controls. To address these gaps, the present study applies and evaluates five deep learning architectures: MLP, CNN, RNN, LSTM, and GRU, to forecast monthly precipitation and estimate surface runoff in the TaqTaq-Dokan Basin up to 2030. By coupling data-driven precipitation forecasts with the SCS-CN runoff method and by explicitly testing for overfitting and generalization, this research provides a reproducible and operationally relevant tool for long-term water resource and agricultural planning in northern Iraq.

2. Material and Methods

2.1. Study Area

TaqTaq Dokan River Basin is located on the Little Zab River in Southeastern Erbil and has a large area of approximately 978 km². Moreover, the basin has a geographical coordinate that extends from 35°52'24.01"N 44°32'03.34"E in the downstream part and ends at 35°56'04.02"N 44°57'46.93"E in the upstream part of the basin, which is known as Kalkasmaq Mountain, which separates Erbil from Sulaimani Province, as shown in Figures 1 and 2. The area has average annual precipitation (614 mm), which starts in October and ends in June the next year. Based on the obtained data from the Iraqi Meteorological Organization and Seismology (IMOS), Koya Meteorological Station for the period (1987-2024), the maximum amount of monthly precipitation has been observed in January (127.5 mm), followed by December, March, February, November, April, October and May, with no rainfall in June, July, August and September, as presented in Figure 3.

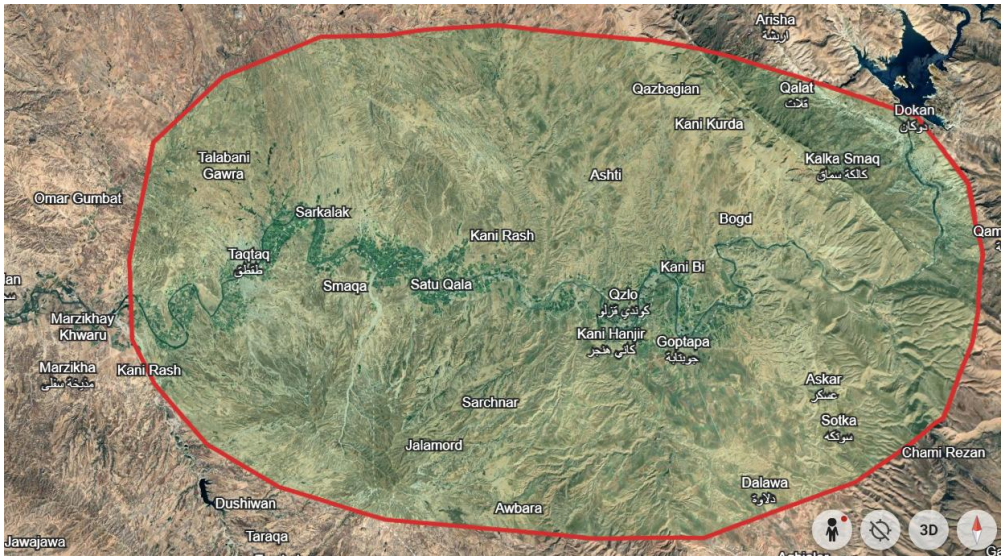


Figure 1. Taq-Taq Dokan drainage basin area and location of the proposed dam in Sarkalak (IMOS, 2025).

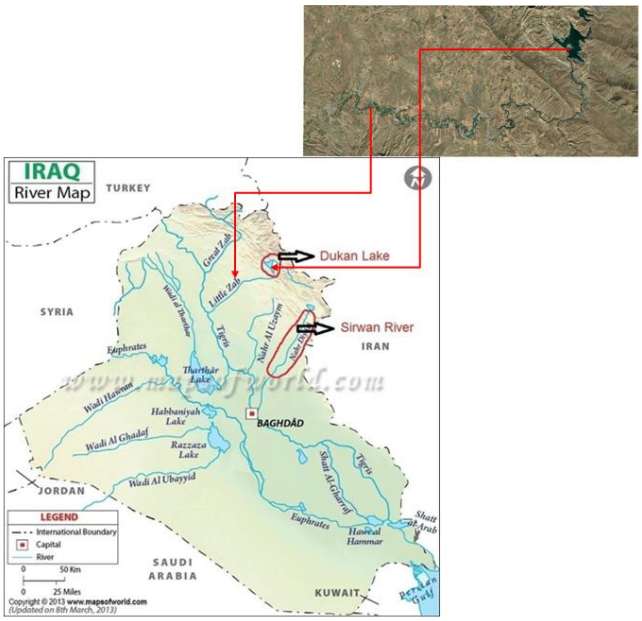


Figure 2. Location of TaqTaq-Dokan River Basin (Ali and Abdullah, 2019).

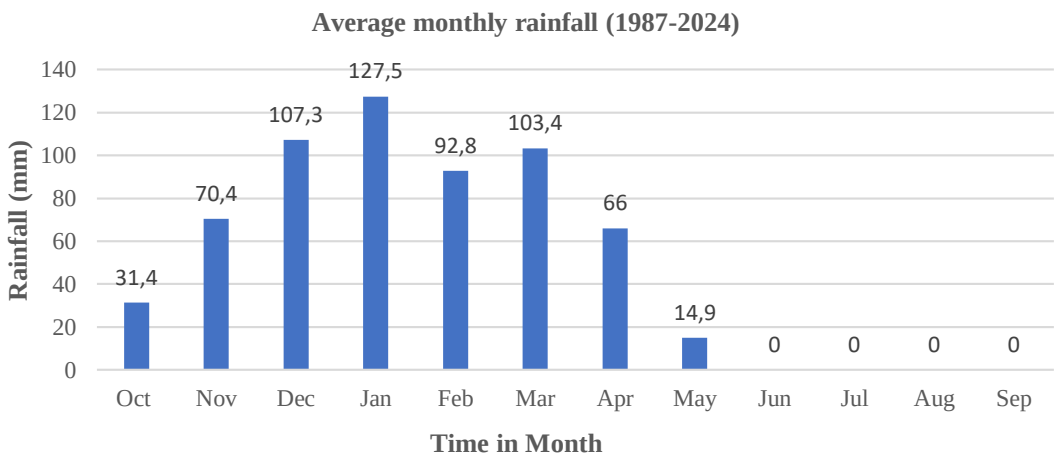


Figure 3. Average monthly rainfall in the Taq-Taq Dokan River Basin during 1987-2024 (IMOS, 2025).

2.2. Rainfall Data

The meteorological data have been obtained from the Iraqi Meteorological Organization and Seismology (IMOS), Koya Meteorological Station, for the period (1987-1988 to 2023-2024) as given in Table 1. Additionally, because of the climatic effects on most hydrologic phenomena, a water year or hydrologic year was adopted instead of a calendar year. The U.S. Geological Survey (USGS) has adopted the 12 months from 1st October to 30th September as the hydrologic year for the United States (Davis, 2010). This period was chosen for two reasons:

1. To break the record during the low-water period near the end of the summer season, and
2. To avoid breaking the record during the winter and to eliminate computation difficulties during the ice period (Davis, 2010).

As illustrated above, there are two missing data points for the hydrologic periods of 1990-1991 and 1991-1992 due to political instability in northern Iraq and the consequences of the war between Iraq and Kuwait. For finding out the missing rainfall data during 1990 to 1992, a climatology forecast (CF) interpolation method has been applied to determine the average monthly rainfall for the aforementioned missing hydrologic years. Moreover, the CF model was applied twice to get better precision. Firstly, the average monthly rainfall was found for 1990-1991, and then the average of 35 years was utilized to determine the monthly amount of precipitation for 1991-1992. For determining the average monthly rainfall, the following Equation 1 was applied, which was stated mathematically as follows:

$$\bar{x} = \frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n} x_i \qquad (1)$$

where:

$\bar{x}$ is the climatological average monthly rainfall

n denotes the total number of observations in the historical data (36 observations),

x_i represents each observation. After inputting the monthly data for the whole duration, the average monthly amount of precipitation was obtained for the study area, as presented in Table 1.

2.3. Calculating the Surface Runoff Volume

Runoff is the rainwater that runs or flows over the natural land surface after water losses by interception, infiltration, and evaporation. It's the principal parameter and plays an important key role in the water budget. The simple and widely used Soil Conservation Service (SCS)-Curve Number (CN) method was used to estimate an approximately realistic value of total runoff from total rainfall in the study area (Jalal and Al-Kubaisi, 2024).

$$Q = \left(\frac{P - 0.2S}{P + 0.8S}\right)^2 \qquad P > 0.2S \tag{2}$$

$$Q = 0 \qquad P < 0.2S \tag{3}$$

where: Q = Runoff depth in (mm), P = Precipitation (monthly average of rainfall) in (mm), and S = Potential maximum retention after runoff begins, including initial abstraction which is assumed to be (0.2 S). Moreover, (S): related to soil and cover conditions, of the watershed throughout CN, where CN denotes a range between (0 and 100), and (S) is related to (CN).

$$S = \frac{25400}{CN} - 254 \tag{4}$$

It can be observed that there are different land use types with diversified area percentage; therefore, in order to have a precise CN-value, the average Curve Number has been considered and it has been computed based on the equation (Equation 4). Based on this criterion, the following equation has been applied to determine the average value of CN for the whole basin area.

$$CN_avg = \frac{\sum(CNi \times Ai)}{\sum Ai} \tag{5}$$

$$Q\ volume = Q\ depth \times Area \tag{6}$$

where:

CNi: The Curve Number for a specific land use/soil group sub-area.

Ai: The area of that specific sub-area.

∑Ai; The total area of the watershed.

Table 1. Total annual precipitation for the period 1991-2021 of the study area (IMOS, 2025)

Year	Oct	Nov	Dec	Jan	Feb	Mar	Apr	May	Jun	Jul	Aug	Sep	Total
1987-1988	128.8	39.5	388.1	192.5	113.5	228.1	77.2	12.6	0	0	0	0	1180
1988-1989	3.1	19.6	221.9	25.3	41.1	102.7	0	0	0	0	0	0	413.7
1989-1990	11.6	274.7	110.1	117.9	129.1	26.9	125	0	0	0	0	0	795.3
1990-1991	29.8	66.7	101.5	120.7	87.8	97.9	62.4	14.1	0	0	0	0	580.9
1991-1992	30.6	68.5	104.4	124.1	90.2	100.6	64.2	14.5	0	0	0	0	597
1992-1993	0	0	90.5	82	90	101	316.5	69	0	0	0	0	749
1993-1994	185.2	182	78.5	181.1	101	122	78	8	0	0	0	0	935.8
1995-1996	0	15	37.8	225.3	50.8	272.9	77.2	12.3	0	0	0	0	691.3
1996-1997	1.8	7.2	112.3	110	205.5	155	0	0	0	0	0	0	591.8
1997-1998	16.5	95.2	131.2	221.3	102.7	214.6	56.2	16.8	0	0	0	0	854.5
1998-1999	5.5	23.8	5.3	127.6	113.4	5.9	26	0	0	0	0	0	307.5
1999-2000	14	17	91	174.3	41.1	36	15.4	2.5	0	0	0	0	391.3
2000-2001	12.5	15	132.5	60.2	85.4	131.5	26.2	15	0	0	0	0	478.3
2001-2002	9.3	36.3	161.7	230.5	38.5	139.5	52.5	6	0	0	0	0	674.3
2002-2003	2.1	86.6	256.8	172.5	103	184.3	40.5	12.5	0	0	0	0	858.3
2003-2004	11.8	142.7	168	335.5	123	25.5	129.3	12	0	0	0	0	947.8
2004-2005	0	206.5	17	167	169	74	47	1	0	0	0	0	681.5
2005-2006	0	17	39.5	169.8	103.1	7	103.5	36.5	0	0	0	0	476.4
2006-2007	171.5	41	28	81	159.1	75.8	100.4	41.8	0	0	0	0	698.6
2007-2008	0	5.5	13	76.5	57.6	63.5	1.5	0	0	0	0	0	217.6
2008-2009	61.5	11	28	1.5	41.5	72	59.5	0.5	0	0	0	6	281.5
2009-2010	66	33.5	160.5	42.1	145.5	123	66	21	5	0	0	0	662.6
2010-2011	5.5	0	38	158	60.3	49	149	22.5	5	0	0	0	487.3
2011-2012	12.5	14.5	46.5	158.3	76	122.2	36	8	0	0	0	0	474
2012-2013	18	51	135.3	254.5	95.7	10.9	10.6	16.4	0	0	0	0	592.4
2013-2014	0	69.5	117.7	69.5	7.6	141	30.3	3.9	0	0	0	0	439.5
2014-2015	87.2	151.8	78	51.2	43.3	82.4	25.9	12.5	0	0	0	21	552.9
2015-2016	110.1	186.7	78.2	100	49	165.5	84	0	0	0	0	0	773.5
2016-2017	2	26	170.5	47	34.9	102.2	51.2	8.5	0	0	0	0	442.3
2017-2018	0	65.4	25.1	55.4	299.7	21.7	73.4	46.8	0	0	0	0	587.5
2018-2019	46	195	323	132.5	94	227.4	176.8	25.5	0	0	0	0	1220
2019-2020	69.5	58.5	75.7	137.3	86.2	165.5	43.2	23	3	0	0	0	661.9
2020-2021	0	39.8	42.5	49.8	66.8	24.3	9.6	4.3	0	0	0	0	237.1
2021-2022	4.5	4.6	113.4	132.6	42.5	35.1	10.2	25.3	0	0	0	0	368.2
2022-2023	7.9	122	42	105.6	45.1	131.2	73.2	10.4	0	0	0	0	537.4
2023-2024	7	145.8	98	101.1	146.1	84.6	76.5	32	0	0	0	5	696.1
Average	31.4	70.4	107.3	127.5	92.8	103.4	66.0	14.9	0.4	0.0	0.0	0.9	614.9

2.4. Digital Elevation Model (DEM)

The WMS 11.1 (Watershed Modeling System version 11.1) is selected as the hydrological Model to simulate the TaqTaq Dokan River catchment for the feasibility study (Figure 4). A study of this nature needs a model that takes into account as many catchment characteristics as possible (land use, soil information, temperature data, and rainfall data, etc.).

The DEM has changed to Triangulated Irregular Network (TIN) in order to define the three-dimensional surface area of the Basin which has been presented in the Table 2.

2.5. Computation of the Curve Number (CN)

The CN is one of the essential and most important variables in the estimation of runoff, a higher CN indicates higher runoff. In the current study the relevant CN number was selected as a function of land use land cover (LULC) as given in Figure 5 and Table 3. Moreover, the AMC II (Antecedent Moisture Condition type II) curve number was chosen for the calculation of daily runoff data. Many samples were taken from the watershed area and tested in the College of Engineering Soil Lab in order to classify them. The results were illustrated in Table 4. The table shows that the classification of the soil type ranges from Sandy clay (A), Loam (B), Sandy clay loam (C) and Clay and Clay Loam (D) (Withers and Vipond, 1974). For this reason, the average hydrologic soil condition curve number has been used in the calculation. From many investigations for the study area, the area of the catchment has been divided based on the Land Use map extracted from the Google Earth Engine, as revealed in Table 3.

1. A percentage area of about (60%) of non-cultivated agricultural land, pasture with no mechanical treatment practice and medium hydrological condition, the CN is ranging from 82 to 89.
2. A percentage area of about (33%) of non-cultivated agricultural land, pasture with No mechanical treatment practice and medium to good hydrological conditions. (CN=72, 81, 88, 91)

A very small percentage area about 7%) of grassland, shrubs, forests, built-up area and water bodies compose the basin area with low, medium and good hydrological conditions (CN varies from 39 to 100).

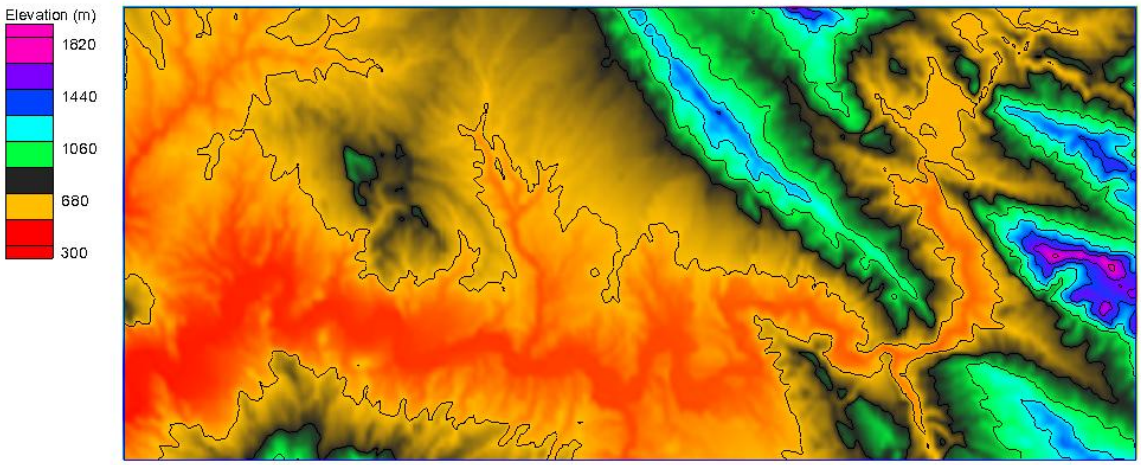


Figure 4. Digital elevation model (DEM) of TaqTaq Dokan River basin.

Table 2. General properties of the TIN extracted from the Watershed Modelling System (WMS 11.1)

Property	Value	Unit
TIN ID	24141	-
Number of Vertices	74847	-
Number of Triangles	148512	-
Max z	1671.99	m
Min z	313.5	m
TIN Area	977.9082	km^2
Centroid, x	482193.44	m
Centroid, y	3975463.61	m
Centroid, z	586.78	m

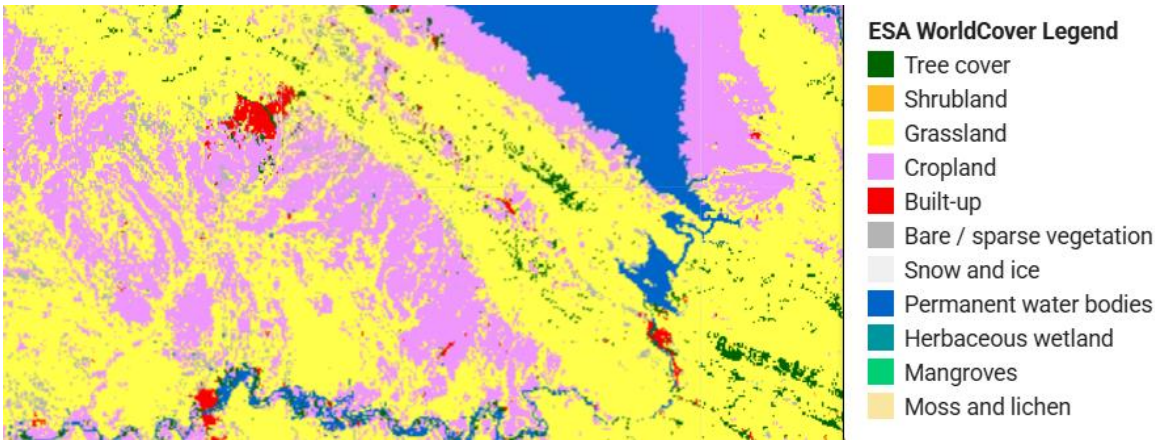


Figure 5. Land use cover for the study area. Source: Google Earth Engine, 2026.

Table 3. Classification of different land use types, curve number (CN) and area of specific sub-area in the study area

Land Use Type	Texture	HSG	CNi	Ai	CNi × Ai
Bare	Clay	D	89	160	14240
Bare	Clay loam	D	89	370	32930
Bare	Loam	B	82	2	164
Built-up	Clay	D	98	10	980
Built-up	Clay loam	D	98	20	1960
Cultivation	Clay	D	91	140	12740
Cultivation	Clay loam	D	91	115	10465
Cultivation	Loam	B	81	32	2592
Cultivation	Sandy clay	A	72	3	216
Cultivation	Sandy clay loam	C	88	7	616
Forest	Clay	D	83	1	83
Forest	Clay loam	D	83	1	83
Forest	Sandy clay loam	C	77	1	77
Grass	Clay	D	80	7	560
Grass	Clay loam	D	80	8	640
Grass	Sandy clay	A	39	15	585
Shrub	Clay	D	89	1	89
Shrub	Clay loam	D	89	1	89
Shrub	Loam	B	79	12	948
Shrub	Sandy clay	A	68	1	68
Shrub	Sandy clay loam	C	86	1	86
Water	Clay	D	100	25	2500
Water	Clay loam	D	100	45	4500
CN-avge = 89 for the whole basin				$\sum Ai = 978$	$\sum (CNi \times Ai) = 87211$

2.6. Statistical Parameters

Five deep learning techniques have been applied to forecast the annual precipitation and runoff in the study area, including Multilayer Perceptron (MLP), Convolutional Neural Network (CNN), Recurrent Neural Network (RNN), Long-Short Term Memory (LSTM) and Gated Recurrent Unit (GRU). The data set has been split into training (70%) and testing (30%). Moreover, the efficiency of each model has been evaluated through five different statistical performance parameters, including Mean Square Error (MSE), Root Mean Squared Error (RMSE), Mean Absolute Error (MAE), Akaike Information Criterion (AIC) and Bayesian Information Criterion (BIC).

3. Results

3.1. Summary Interpretation of Model Performance, Hydrology, and Forecasting

The statistical evaluation of five deep learning architectures showed that RNN achieved the highest forecasting accuracy for monthly precipitation in the TaqTaq-Dokan Basin, with MSE = 1009.65, RMSE = 31.78, and MAE = 23.09 (Table 9). The model ranking was RNN > CNN > LSTM > GRU > MLP. The superior performance of the simple RNN over LSTM and GRU can be explained by the characteristics of the dataset and the basin's hydrology. The TaqTaq-Dokan rainfall record exhibits strong, regular annual seasonality with a short memory: high winter rainfall followed by four consecutive dry

months. In such conditions, complex gating mechanisms in LSTM and GRU are not required and can lead to over-parameterisation. The RNN with only one hidden layer and 12 neurons had the lowest AIC (797.79) and BIC (1185.70), indicating better parsimony and generalisation under limited data (37 years). In contrast, LSTM and GRU required 2-4x more parameters, resulting in higher AIC/BIC and slightly higher MAE, suggesting a tendency toward overfitting. CNN performed second best because convolutional filters effectively captured local temporal patterns of the wet season but lacked the explicit recurrence needed for year-to-year dependency. MLP performed worst because feed-forward networks cannot model sequential dependencies directly.

Hydrologically, all models reproduced the basin's Mediterranean climate signature: concentrated rainfall from October to May with peaks in December–February, and zero rainfall/runoff from June to September (Table 10). The 2024–2030 forecast averages 538.5 mm yr^{-1} of rainfall and generates ~331.37 million m^3 yr^{-1} of runoff, compared to 396.56 million m^3 yr^{-1} observed for 1987–2021 (Table 11, Table 12). The 16.4% decrease in forecasted runoff is driven by lower predicted winter peaks, particularly in January and February. Despite this decrease, the volume remains substantial. With CN = 89, steep slopes of 313.5–1671.99 m, and thin soils, the basin converts >70% of winter rainfall to surface runoff once the initial abstraction Ia = 0.2S is exceeded. This explains historical flood events in 1988 and 2019 when Little Zab discharge reached ~1200 m^3/s. The high correlation between observed and predicted runoff (r=0.902, Figure 12) confirms that the models captured both the wet-season hydrograph and the summer zero-flow period.

Compared to similar studies in semi-arid and Mediterranean regions, these results are consistent but context-dependent. In Erbil and Pirmam, Tahseen and Ali (2025) and Muhamad and Ali (2025) also found ANN-type models outperformed statistical and tree-based models for monthly rainfall. In Benin (West Africa, sub-humid), Aïzansi et al. (2024) reported MLP > LSTM, while in Turkey, Chen et al. (2022) found LSTM > RF. In the southern Iraq marshes, Alqahtani et al. (2023) found CNN-BDLSTM optimal. The variation across studies confirms that no single architecture is universally superior. In basins with short, highly seasonal records like TaqTaq-Dokan, a parsimonious RNN often generalizes better than deeper LSTM/GRU networks, as also observed here.

Regarding climate variability, the forecast indicates a shift toward slightly lower winter peaks but persistent summer drought. If this trend continues, two implications arise for runoff generation: 1) Reduced total annual runoff may decrease flood frequency but will not eliminate winter flood risk due to the high CN and rapid response. 2) Longer dry periods and zero summer runoff will increase water scarcity stress from June to September. Therefore, the ~331 million m^3 yr^{-1} of forecasted seasonal runoff represents a critical but currently unregulated resource. While this study provides only preliminary hydrological evidence, these forecasts can serve as input for future multidisciplinary assessments that must also consider storage, sedimentation, geotechnical, environmental, and economic factors before any infrastructure decision.

In summary, the results demonstrate that a simple RNN architecture is most effective for forecasting seasonal precipitation in data-limited, Mediterranean basins. The models reliably capture seasonal dynamics and provide a 6-year outlook that can support planning for flood mitigation and water conservation, while acknowledging that climate variability may further alter the magnitude and timing of future runoff.

3.2. Statistical Evaluation of the Architectures

3.2.1. MLP

Table 4 presents the performance comparison of several Multi-Layer Perceptron (MLP) architectures using five evaluation metrics: Mean Squared Error (MSE), Root Mean Squared Error (RMSE), Mean Absolute Error (MAE), Akaike Information Criterion (AIC), and Bayesian Information Criterion (BIC). The results indicate clear variability in predictive performance across different hidden-layer structures. The architecture (48, 24) achieved the lowest MAE (24.707417), indicating superior predictive accuracy compared with other architectures. Although the architecture (8) recorded the smallest MSE (1127.663452) and RMSE (33.580701), its MAE values were higher than those of (48, 24), suggesting less consistent prediction performance. Additionally, AIC and BIC values increased with model complexity, with (48, 24) showing the largest values, which is expected due to the higher number of parameters. However, despite the penalty for complexity, the predictive accuracy of (48, 24) remained superior. Overall, considering MAE as the primary accuracy indicator for forecasting performance, the MLP architecture (48, 24) was selected as the most suitable model.

3.3. Deep Learning Multi-Architectures and Statistical Parameters

Moreover, as illustrated in Figure 6 above, the plot shows that architecture (48, 24) achieves the lowest prediction errors compared with other CNN structures. This confirms the superiority of a deeper convolutional architecture for capturing temporal patterns.

Moreover, as illustrated in Figure 6 above, the plot shows that architecture (48, 24) achieves the lowest prediction errors compared with other CNN structures. This confirms the superiority of a deeper convolutional architecture for capturing temporal patterns.

3.3.1. CNN

Table 5 presents the comparison of different Convolutional Neural Network (CNN) architectures using 5 evaluation metrics, including MSE, RMSE, MAE, AIC, and BIC. The results demonstrate noticeable differences in prediction performance among the tested architectures. The architecture (24, 12) achieved the

lowest MSE (1017.615716) and RMSE (31.900090), indicating strong performance in minimizing squared prediction errors. However, the architecture (32, 16) produced the lowest MAE (23.731448), suggesting better overall forecasting accuracy and improved robustness against extreme values. Although the architecture (16, 8) also showed competitive performance with low MSE (1022.152558) and MAE (23.881005), its error values were slightly higher than those of (32, 16). Furthermore, AIC and BIC values increase with model complexity, and the architecture (32, 16) exhibits larger AIC and BIC values due to higher parameterization, which is expected for deeper CNN structures. Overall, considering MAE as a primary indicator of predictive accuracy, the CNN architecture (32, 16) was selected as the most suitable model. This architecture provides improved prediction stability, better fitting of nonlinear patterns, and enhanced forecasting performance for precipitation time-series data.

Additionally, as can be observed from Figure 7, the plot shows that architecture (32, 16) achieves the lowest prediction errors compared with other CNN structures. This confirms the superiority of a deeper convolutional architecture for capturing temporal patterns.

Table 4. MLP architecture comparison

Architecture	MSE	RMSE	MAE	AIC	BIC
(8)	1127.663452	33.580701	25.015215	668.7579	910.9321
(12)	1218.910915	34.912905	25.423874	785.6599	1147.8497
(16, 8)	1215.552636	34.864776	25.053138	1153.4861	1910.0127
(20, 10)	1365.150853	36.947948	27.510682	1416.7983	2447.6461
(24, 12)	1390.121166	37.284329	26.493720	1705.9402	3045.3994
(32, 16)	1129.596071	33.609464	25.149468	2364.8658	4424.4182
(48, 24)	1188.918616	34.480699	24.707417	4096.0904	8007.3112

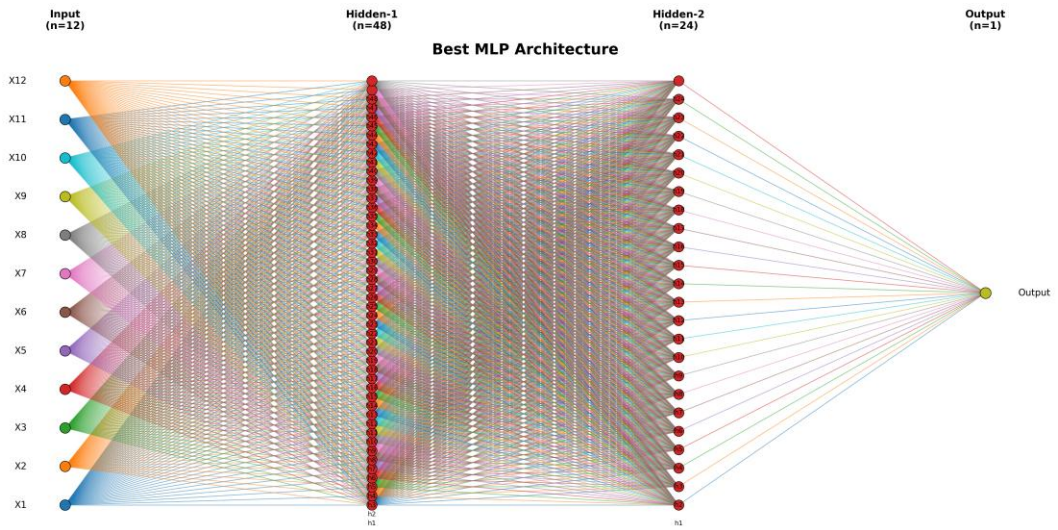


Figure 6. MLP best architecture plot.

Table 5. CNN architecture comparison.

Architecture	MSE	RMSE	MAE	AIC	BIC
(8)	1050.702875	32.414547	25.444865	5976.3045	11910.6446
(12)	1134.148519	33.677122	24.477425	8557.1192	17251.8167
(16, 8)	1022.152558	31.971121	23.881005	11382.5690	23111.9453
(20, 10)	1155.578137	33.993796	24.996735	14110.2984	28754.3380
(24, 12)	1017.615716	31.900090	24.464250	16854.2887	34447.2817
(32, 16)	1069.617714	32.705011	23.731448	22457.4286	46051.1988
(48, 24)	1094.431340	33.082191	24.565313	34042.8734	70049.6799

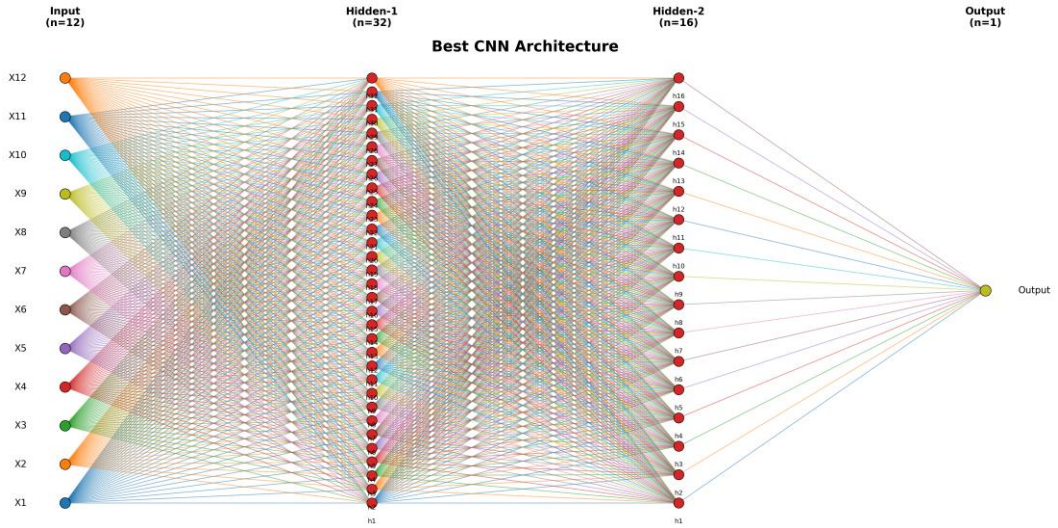


Figure 7. CNN best architecture plot.

3.3.2. RNN

Table 6 presents the performance comparison of different Recurrent Neural Network (RNN) architectures using evaluation metrics including MSE, RMSE, MAE, AIC, and BIC. The results indicate that the architecture (12) achieved the lowest MSE (1009.654576), RMSE (31.775062), and MAE (23.087294), demonstrating superior prediction accuracy compared with other architectures. Although architecture (32, 16) showed competitive MAE (24.136223) and lower MSE compared with several models, its performance remained inferior to (12). On the other hand, deeper architectures such as (16, 8), (20, 10), and (24, 12) exhibited higher error values, suggesting that increasing network complexity did not necessarily improve prediction performance for this dataset. Moreover, AIC and BIC values increased substantially with model complexity, indicating a higher penalty for larger architectures. Overall, based on the minimum error values and balanced performance across evaluation metrics, the RNN architecture (12) was selected as the most suitable model. This architecture provides better generalization ability and efficient learning of temporal dependencies in precipitation time-series data.

Furthermore, as presented in Figure 8, the plot indicates that architecture (12) achieves the lowest error values among all RNN structures. This confirms that a single hidden layer with 12 neurons is optimal for this dataset.

3.3.3. LSTM

Table 7 presents the performance comparison of different Long Short-Term Memory (LSTM) architectures using multiple evaluation metrics, including MSE, RMSE, MAE, AIC, and BIC. The results indicate that the architecture (20, 10) achieved the lowest MAE (23.576105), demonstrating superior forecasting accuracy compared with the other tested architectures. Although the architecture (12) recorded slightly lower MSE (1048.624301) and RMSE (32.382469), its MAE values were higher than those of (20, 10), suggesting less accurate overall predictions. Similarly, the architecture (8) showed competitive performance but remained inferior to (20, 10) across most evaluation criteria. More complex architectures such as (32, 16) and (48, 24) exhibited higher error values, indicating that excessive model complexity did not improve predictive performance for this dataset. Additionally, AIC and BIC values increased with model size, reflecting the penalty for increased model parameters. Overall, based on the lowest MAE and RMSE values and balanced predictive performance, the LSTM architecture (20, 10) was selected as the most suitable model. This architecture effectively captures long-term temporal dependencies in precipitation data and provides improved forecasting accuracy.

Moreover, as highlighted in Figure 9, the plot shows that architecture (20, 10) achieves the minimum prediction error among the tested LSTM models. This confirms that a two-layer LSTM structure improves learning performance.

3.3.4. GRU

Table 8 presents the performance comparison of different Gated Recurrent Unit (GRU) architectures using evaluation metrics including MSE, RMSE, MAE, AIC, and BIC. The results indicate that the architecture (48, 24) achieved the lowest MAE (24.140111), demonstrating superior forecasting accuracy compared with other GRU structures. Although the architecture (8) recorded relatively lower MSE (1115.121502) and RMSE (33.393435), its MAE values were higher than those of (48, 24), indicating less accurate predictions. The architecture (32, 16) also showed competitive performance with MAE (24.374528), but its error values remained slightly higher than the selected model. In contrast, deeper configurations such as (16, 8) and (20, 10) exhibited substantially larger error values, suggesting that these architectures overfit or failed to capture temporal dependencies effectively. Additionally, AIC and BIC values increased with network complexity, which reflects the penalty for additional parameters in larger GRU models. Overall, considering MAE as the

primary indicator of forecasting accuracy, the GRU architecture (48, 24) was selected as the most suitable model. This architecture provides improved learning of temporal dependencies and better generalization performance for precipitation forecasting.

Table 6. RNN architecture comparison

Architecture	MSE	RMSE	MAE	AIC	BIC
(8)	1087.403401	32.975800	25.088756	618.4675	809.2065
(12)	1009.654576	31.775062	23.087294	797.7939	1185.7013
(16, 8)	1288.442537	35.894882	26.719621	1317.1549	2245.1323
(20, 10)	1216.832315	34.883124	26.212149	1769.5524	3186.1645
(24, 12)	1143.649083	33.817881	26.341683	2317.6447	4325.7619
(32, 16)	1075.183918	32.789997	24.136223	3705.7556	7205.4946
(48, 24)	1137.374784	33.724988	24.158032	7645.2981	15362.7263

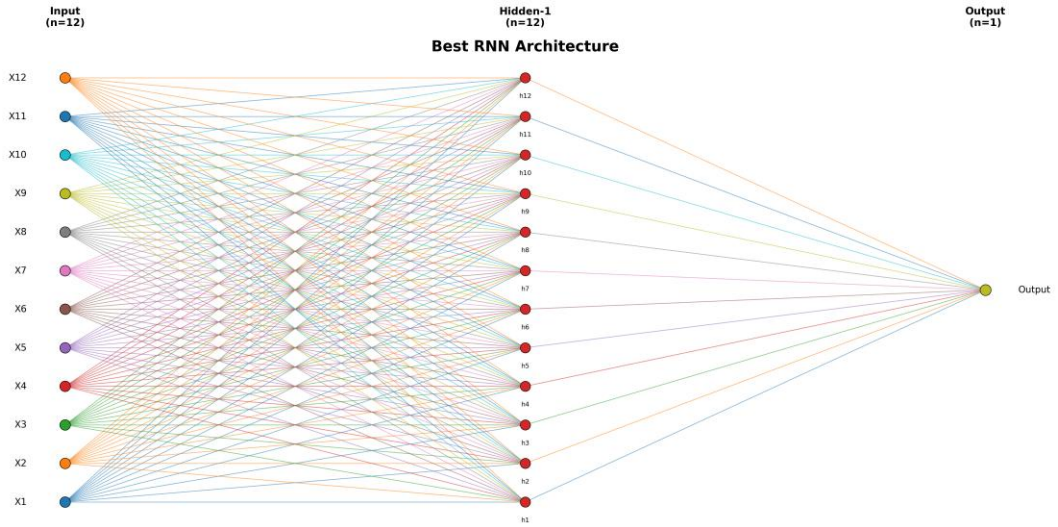


Figure 8. RNN Best Architecture Plot.

Table 7. LSTM architecture comparison

Architecture	MSE	RMSE	MAE	AIC	BIC
(8)	1060.859888	32.570844	24.697693	1096.9106	1802.0019
(12)	1048.624301	32.382469	24.251647	1808.1798	3276.2271
(16, 8)	1086.868030	32.967682	24.480828	3034.4365	5814.0822
(20, 10)	1105.792297	33.253455	23.576105	4403.5240	8649.0739
(24, 12)	1119.323965	33.456299	24.315975	6060.2903	12080.3557
(32, 16)	1191.047341	34.511554	24.940039	10240.2031	20735.1338
(48, 24)	1162.946330	34.101999	25.107427	22046.6989	45194.6970

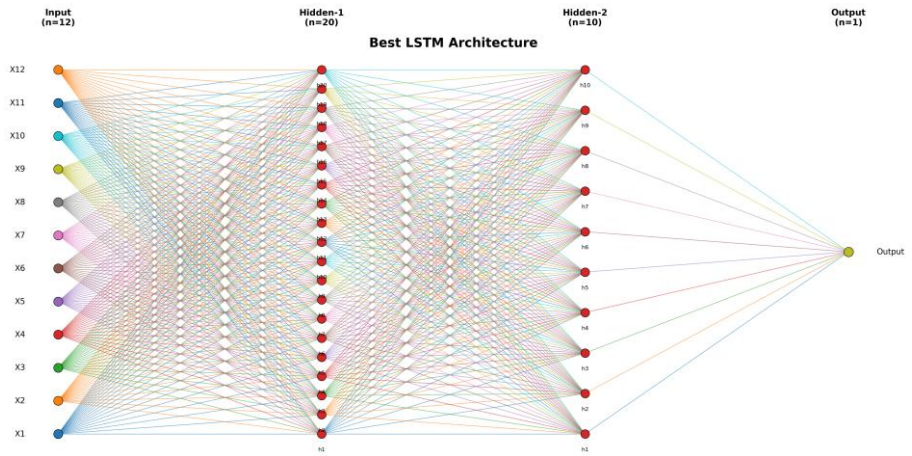


Figure 9. LSTM best architecture plot.

Finally, as demonstrated from the Figure 10, the plot shows that architecture (48, 24) achieves the lowest prediction errors among GRU models. This confirms the advantage of a deeper GRU structure for capturing rainfall patterns.

3.4. Final Summary of the Models' Optimum Architecture

Table 9 presents the comparison of the best architectures for five deep learning methods, including MLP, CNN, RNN, LSTM, and GRU, using evaluation metrics such as MSE, RMSE, MAE, AIC, and BIC. The results indicate that the RNN model with architecture (12) achieved the lowest MSE (1009.654576), RMSE (31.775062), and MAE (23.087294), demonstrating the highest prediction accuracy among all methods. The CNN model with architecture (32, 16) ranked second, producing competitive error values (MSE=1069.617714, MAE=23.731448), followed by the LSTM model (20, 10), which achieved similar MAE (23.576105). The GRU model (48, 24) showed moderate performance with slightly higher error values, whereas the MLP model (48, 24) recorded comparatively larger RMSE and weaker overall accuracy. Overall, based on the combined evaluation metrics, the models can be ranked according to forecasting performance as follows: RNN (12) ranked first, CNN (32, 16) ranked second, LSTM (20, 10) ranked third, GRU (48, 24) ranked fourth, and MLP (48, 24) ranked last. These findings indicate that recurrent-based models, particularly the RNN architecture, provide better capability for capturing temporal dependencies in precipitation time-series data and yield more accurate forecasting results.

3.5. Results of Predicting Precipitation by different ANN Models (2025-2030)

Table 10 presents the 72-month forecast of monthly precipitation using MLP, CNN, RNN, LSTM, and GRU models for the period October 2024 to September 2030. The results clearly demonstrate a consistent seasonal rainfall pattern across all models. For example, in October 2024, predicted rainfall ranges from 5.18 mm (MLP) to 29.17 mm (CNN), while in November 2024, values increase to between 41.75 mm (MLP) and 65.13 mm (RNN). The precipitation reaches peak values during winter months, particularly in January 2025, where predictions vary from 96.93 mm (CNN) to 130.20 mm (MLP), and February 2025, ranging between 99.30 mm (CNN) and 120.51 mm (MLP). The rainfall then gradually decreases in March 2025 (74.06–99.76 mm) and April 2025 (53.93–84.14 mm), followed by low rainfall in May 2025 (23.91–34.69 mm), while all models predict zero rainfall from June to September, reflecting the dry summer season. This seasonal pattern is repeated throughout the forecast horizon. For instance, in January 2028, rainfall predictions range between 72.16 mm (CNN) and 130.72 mm (MLP), and in February 2029, forecasts vary from 76.57 mm (CNN) to 129.95 mm (MLP). Similarly, in January 2030, predicted precipitation ranges from 69.63 mm (CNN) to 124.26 mm (MLP). These consistent peaks during the winter months and zero rainfall during the summer months confirm that all models successfully captured the periodic hydrological behavior of precipitation. Overall, the forecasted results show strong agreement among models, with the RNN and LSTM models producing smoother transitions, while MLP predicts higher winter peaks, and CNN provides comparatively moderate estimates. The similarity of predicted values across models and across forecasted years indicates stable and reliable long-term precipitation forecasting.

3.6. Observed Annual Runoff

Based on the methodology, the annual volume of runoff has been estimated using equations 2, 3, 4 and 5 for the last 37 year (1987-2024) in the study area, as demonstrated in Table 11. It can be seen that the maximum monthly runoff has happened in January due to high amount of precipitation, whereas, despite of having a small amount of rainfall from June to September, the volume of runoff is zero because the rainfall amount in summer periods is generally smaller than the initial abstraction value (0.2S) based on Equations 2 to 5 highlighted from the methodology sections. Therefore, over the last 37 years, more specifically from 1991 to 2021, there has been a large amount of water discharged into the river and valleys without getting any benefits from it. Additionally, in high rainfall seasons, the surface water runoff has resulted in flooding and destroyed tens of thousands of acres of agricultural lands, residential areas and fish ponds in the region, as it happened more recently in 2019.

3.7. Predicted Amount of Annual Runoff in TaqTaq Dokan Basin

As illustrated in Table 12, the predicted amount of runoff varies over the hydrologic year and based on the previous methodologies, the surface runoff is correlated with the amount of precipitated rain in the area. The surface runoff due to high potential precipitation starts from October and ends in May next year, in which the peak runoff will occur in January, amounting to approximately 77 million m^3 as revealed in the (Table 12). Moreover, for the other months, the runoff is gradually declining due to the decrease in rainfall in the area. There will be no runoff in the summer period, as presented in the table 12. Therefore, there will be a fair amount of surface runoff from October to the end of May which is slightly more than 331 million m^3 for each year for the period of 2025 to 2030 (72 months forecast). Consequently, regardless of evaporation and infiltration of water to the underground, a large amount of surface water is discharging to the Dokan River (Little Zab River) without getting any benefit to the agriculture, drinking water supply and hydropower. Finally, as it has been illustrated from the Figure 12, there is a high correlation between the observed and predicted volume of runoff (r=0.902), the prediction model successfully captures the overall hydrograph schematics and the dry season zero flow periods, however the model slightly underpredicts peak discharge volumes from October to January as presented in Figure 12.

Table 8. GRU architecture comparison

Architecture	MSE	RMSE	MAE	AIC	BIC
(8)	1115.121502	33.393435	26.388473	988.0533	1573.1291
(12)	1140.152731	33.766148	26.981616	1549.4518	2734.6053
(16, 8)	1329.365055	36.460459	28.866641	2567.1248	4832.4182
(20, 10)	1293.595905	35.966594	28.417130	3653.4064	7084.5651
(24, 12)	1215.851681	34.869065	24.911312	4961.5016	9798.5567
(32, 16)	1130.117982	33.617227	24.374528	8252.8949	16621.8360
(48, 24)	1244.082184	35.271549	24.140111	17538.9477	35852.0339

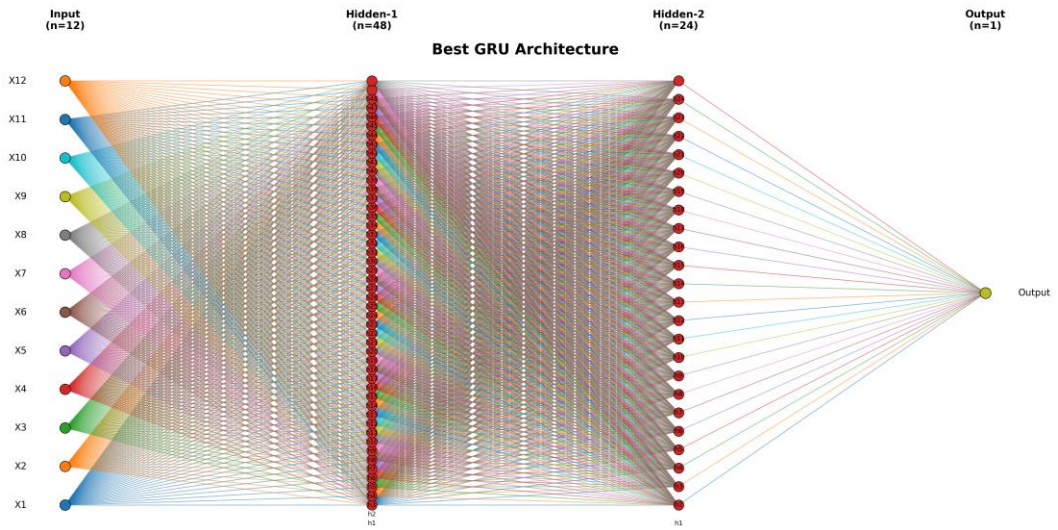


Figure 10. GRU best architecture plot.

Table 9. Final summary: best architectures per method

Method	Best Architecture	MSE	RMSE	MAE	AIC	BIC
MLP	(48, 24)	1188.9186	34.480699	24.707417	4096.0904	8007.3112
CNN	(32, 16)	1069.6177	32.705011	23.731448	22457.429	46051.199
RNN	(12)	1009.6546	31.775062	23.087294	797.7939	1185.7013
LSTM	(20, 10)	1105.7923	33.253455	23.576105	4403.524	8649.0739
GRU	(48, 24)	1244.0822	35.271549	24.140111	17538.948	35852.034

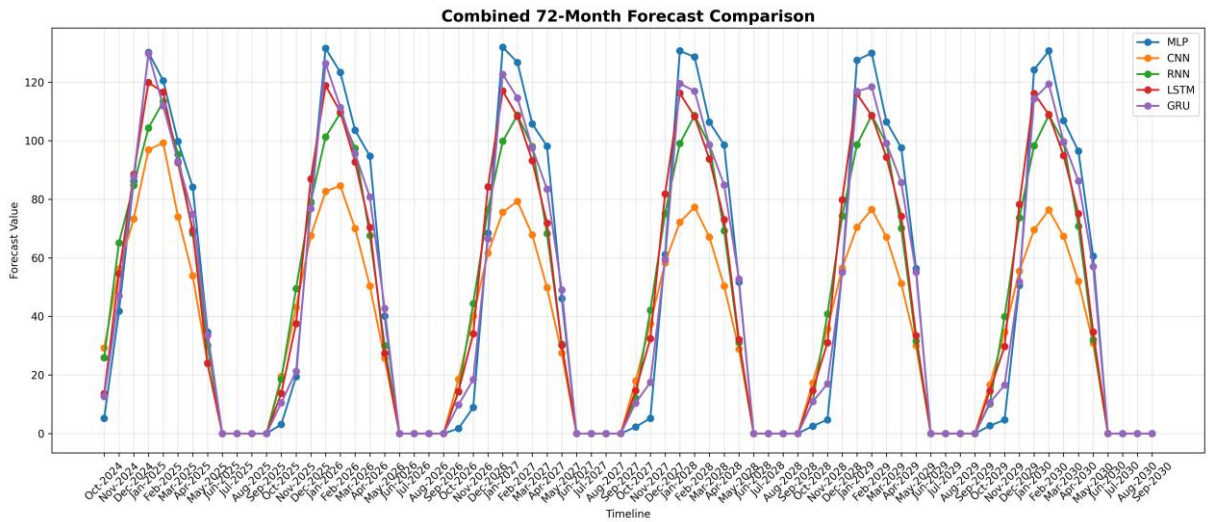


Figure 11. Combined forecast comparison plot of MLP, CNN, RNN, LSTM and GRU.

Table 10. Precipitation forecast until 2030 by different ANN models

Years	Models	Oct	Nov	Dec	Jan	Feb	Mar	Apr	May
2024-2025	MLP	5.175	41.754	86.256	130.204	120.506	99.755	84.141	34.688
	CNN	29.173	56.229	73.354	96.933	99.298	74.055	53.927	24.218
	RNN	25.914	65.125	84.798	104.369	113.352	95.324	68.385	30.059
	LSTM	13.593	54.551	88.585	119.909	116.553	92.573	69.306	23.909
	GRU	12.635	47.026	87.749	129.758	111.906	93.074	74.859	33.58
2025-2026	MLP	3.111	19.444	78.868	131.575	123.356	103.568	94.708	40.092
	CNN	19.493	43.1	67.599	82.71	84.591	70.047	50.334	25.729
	RNN	18.552	49.513	79.151	101.331	109.428	97.436	67.581	29.996
	LSTM	13.786	37.546	86.966	118.857	109.822	92.78	70.347	27.419
	GRU	10.464	21.249	76.831	126.39	111.402	95.573	80.754	42.748
2026-2027	MLP	1.695	8.879	68.456	131.934	126.775	105.786	98.148	46.096
	CNN	18.524	40.099	61.59	75.59	79.334	67.861	49.829	27.439
	RNN	14.211	44.368	76.567	99.823	108.758	98.062	68.288	30.509
	LSTM	14.376	34.037	84.298	117.01	108.317	93.179	71.827	30.122
	GRU	9.773	18.409	66.475	122.698	114.619	97.554	83.481	49.036
2027-2028	MLP	2.238	5.208	61.085	130.716	128.615	106.403	98.585	51.75
	CNN	17.982	37.542	58.33	72.162	77.329	67.119	50.387	28.888
	RNN	12.058	42.089	75.174	99.067	108.65	98.583	69.25	31.099
	LSTM	14.604	32.385	81.852	116.207	108.237	93.781	73.104	32.023
	GRU	10.425	17.458	59.483	119.518	116.973	98.614	84.878	52.805
2028-2029	MLP	2.533	4.706	55.547	127.547	129.954	106.448	97.618	56.304
	CNN	17.255	35.81	56.514	70.486	76.573	67.109	51.198	30.02
	RNN	10.88	40.796	74.286	98.624	108.681	99.054	70.116	31.627
	LSTM	14.638	30.996	79.871	116.063	108.541	94.388	74.178	33.491
	GRU	10.875	16.96	55.008	116.837	118.4	99.173	85.699	55.165
2029-2030	MLP	2.634	4.66	50.627	124.26	130.692	106.878	96.484	60.548
	CNN	16.605	34.568	55.429	69.625	76.337	67.324	51.965	30.854
	RNN	10.133	39.93	73.657	98.328	108.742	99.448	70.821	32.064
	LSTM	14.592	29.752	78.273	116.197	108.928	94.944	75.09	34.685
	GRU	10.552	16.52	51.838	114.373	119.383	99.646	86.272	56.992
Average monthly		12.61597	32.35697	71.15057	109.3034	108.8017	92.51797	74.052	37.13183

Table 11. Observed annual surface runoff in Taq-Taq Dokan Basin Area for the period 1991-2021

Month	Average Monthly Rainfall (mm)	CN	S	0.2S	Q (mm)	Area (Km^2)	Volume (m^3)
Oct	31.44	89	31.4	6.3	11.19	978	10948098
Nov	70.4	89	31.4	6.3	43.05	978	42099250
Dec	107.3	89	31.4	6.3	77.07	978	75375339
Jan	127.5	89	31.4	6.3	96.29	978	94167485
Feb	92.8	89	31.4	6.3	63.49	978	62089449
Mar	103.4	89	31.4	6.3	73.40	978	71782035
Apr	66	89	31.4	6.3	39.14	978	38283361
May	14.9	89	31.4	6.3	1.86	978	1816648
Jun	0.4	89	31.4	6.3	0	978	0
Jul	0	89	31.4	6.3	0	978	0
Aug	0	89	31.4	6.3	0	978	0
Sep	0.9	89	31.4	6.3	0	978	0
Average Annual Runoff (1987-2021)							396561666

Table 12. Predicted amount of annual runoff in the TaqTaq Dokan basin

Month	Average Monthly Rainfall (mm)	CN	S	Ia=0.2S	Q (mm)	Area (Km^2)	Volume (m^3)
Oct	12.6	89.0	31.4	6.3	1.1	978	1036212.2
Nov	32.4	89.0	31.4	6.3	11.8	978	11568189.6
Dec	71.2	89.0	31.4	6.3	43.7	978	42754129.0
Jan	109.3	89.0	31.4	6.3	79.0	978	77223031.8
Feb	108.8	89.0	31.4	6.3	78.5	978	76760805.4
Mar	92.5	89.0	31.4	6.3	63.2	978	61816898.8
Apr	74.0	89.0	31.4	6.3	46.3	978	45253522.0
May	37.1	89.0	31.4	6.3	15.3	978	14954965.8
Jun	0.0	89.0	31.4	6.3	0.0	978	0.0
Jul	0.0	89.0	31.4	6.3	0.0	978	0.0
Aug	0.0	89.0	31.4	6.3	0.0	978	0.0
Sep	0.0	89.0	31.4	6.3	0.0	978	0.0
Average Annual Runoff (2024-2030)							331367755

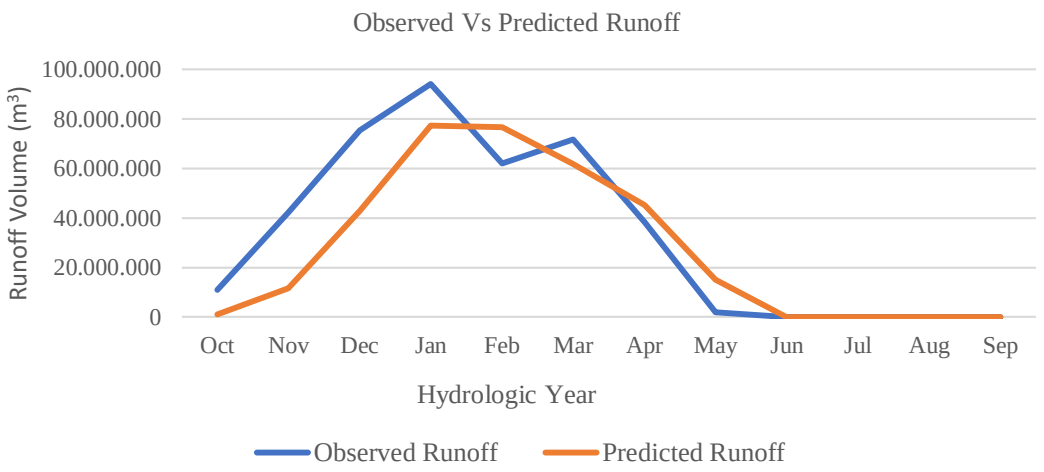


Figure 12. Relationship between the observed and predicted runoff for the whole hydrologic year.

4. Discussion

This study evaluated five deep learning architectures for seasonal precipitation and runoff forecasting in the TaqTaq-Dokan Basin, an area that experiences winter floods and summer water shortages downstream of Dokan Lake. The results show that deep learning models can reliably capture the basin's strong seasonal hydrological cycle, and they provide a practical basis for long-term water management planning.

4.1. Model Performance and Selection of RNN

Among the five architectures tested, the Recurrent Neural Network achieved the lowest error across all metrics: MSE = 1009.65, RMSE = 31.78, and MAE = 23.09 (Table 10). This is consistent with the ability of RNNs to model temporal dependencies in hydrological time series. The ranking of models was: RNN > CNN > LSTM > GRU > MLP. The superior performance of RNN over LSTM and GRU in this case likely reflects the relatively short sequence length and the clear annual seasonality of rainfall in northern Iraq, where a simpler recurrent structure may generalize better than deeper, more parameter-heavy models. In contrast, the MLP recorded the highest errors, which aligns with findings that feed-forward networks are less effective for sequential rainfall data compared to recurrent or convolutional structures (12)(48)(24).

This result agrees with regional studies. Tahseen and Ali (2025) reported that ANN outperformed MLR, XGBoost, SVR, and RF for monthly rainfall in Erbil, and Muhamad and Ali (2025) found ANN superior to MLR, ANFIS, LASSO, and ELNET in Pirmam. However, other studies show that hybrid or convolutional-recurrent models can be optimal in different contexts: Alqahtani et al. (2023) found a CNN-BDLSTM best for southern Iraqi marshes, while Aïzansi, Ogunjobi and Ogou (2024) reported MLP > LSTM in Benin. Thus, no single architecture is universally best; performance remains site- and data-dependent, as also noted by Chen et al. (2022) for Turkey, were LSTM outperformed RF

4.2. Seasonal Patterns and Hydrological Interpretation

All five models reproduced the observed pattern: peak rainfall and runoff in December–February, with zero runoff from June to September (Table 11, Table 12). This reflects the Mediterranean-type climate of the basin, where 614 mm of average annual rainfall is concentrated in 8 months and summer rainfall is below the SCS-CN initial abstraction threshold (0.2S) (Eq. 3). The estimated

average annual runoff for 1987–2021 was 396.56 million m^3, while the 2024–2030 forecast averages 331.37 million m^3 yr^{-1} (Table 12). The reduction in the forecast period is driven by lower predicted winter peaks, but the magnitude remains substantial. With a basin-wide CN of 89, steep topography (313.5–1671.99 m), and limited infiltration, intense winter rainfall is converted rapidly to surface runoff, which is consistent with the flood events reported in 1988 and 2019 when Little Zab discharge reached ~1200 m^3/s (IMOS, 2025).

4.3. Water Resource Implications

The forecast of >330 million m^3 of unused runoff annually indicates a significant unutilized water resource in the TaqTaq-Dokan Basin. At present, this volume is discharged to the Little Zab River during high-rainfall months, contributing to downstream flooding and loss of agricultural and residential land (IMOS). Similar challenges have been reported elsewhere in Iraq, where AI-based forecasting is increasingly seen as a tool to improve water security (Hamaamin, 2025; Latif, Mohammed and Jaafar, 2024). The use of a hydrologic year (Oct–Sep) and CF interpolation for missing 1990–1992 data also improved model stability, following standard practice in hydrology.

4.4. Limitations and Future Work

Three limitations should be noted. First, the models were trained on a single meteorological station, which may not fully represent spatial variability across the 978 km^2 basin. Second, runoff was estimated using the SCS-CN method, which assumes AMC II and does not explicitly model infiltration dynamics or reservoir operations at Dokan Dam. Third, climate non-stationarity was not incorporated; future changes in temperature or rainfall intensity could alter the seasonal pattern (Al-Ansari and Knutsson, 2011). Future work could integrate multi-station data, physically based hydrological models, and climate projections to improve robustness.

Overall, the findings confirm that deep learning, particularly RNN, is a reliable tool for annual precipitation and runoff prediction in the TaqTaq-Dokan Basin. The models capture seasonal variability with sufficient accuracy to support planning. Given the forecast of ~331 million m^3 yr^{-1} of unused runoff, there is a clear case for strategic water conservation measures, including ponds, dams, and reservoirs in high-precipitation zones, to reduce flood risk and enhance water availability during summer droughts.

5. Conclusion

This research applied five deep learning architectures to predict monthly precipitation and estimate surface runoff in the TaqTaq-Dokan River Basin using data from IMOS Koya Station (1987–2024). Among the models, RNN provided the highest accuracy for monthly precipitation forecasting. All models captured the basin's strong seasonal cycle with winter peaks and summer drought. The hydrological analysis indicates an average annual runoff of 396.56 million m^3 for 1987–2021 and a forecast of 331.37 million m^3 yr^{-1} for 2024–2030. This represents significant seasonal water volume that is currently unregulated and contributes to flood risk in the region.

Author Contributions

The percentages of the authors' contributions are presented below. All authors reviewed and approved the final version of the manuscript.

	M.K.O.	A.O.
C	50	50
D	50	50
S	50	50
DCP	50	50
DAI	50	50
L	50	50
W	50	50
CR	50	50
SR	50	50
PM	50	50
FA	50	50

C= concept, D= design, S= supervision, DCP= data collection and/or processing, DAI= data analysis and/or interpretation, L= literature search, W= writing, CR= critical review, SR= submission and revision, PM= project management, FA= funding acquisition.

Conflict of Interest

The authors declare that there is no conflict of interest.

Ethical Consideration

Ethics committee approval was not required for this study because of there was no study on animals or humans.

References

Al-Ansari, N. (2021). Topography and climate of Iraq. *Journal of Earth Sciences and Geotechnical Engineering*, *11*(2), 1–13. https://doi.org/10.47260/jesge/1121

Al-Ansari, N., & Knutsson, S. (2011). Toward prudent management of water resources in Iraq. *Journal of Advanced Science and Engineering Research*, *2011*(1), 53–67. https://www.researchgate.net/publication/228835253

Ali, M. K., & Abdullah, S. M. A. (2019). Morphological and molecular identification of *Capoeta trutta* (Cyprinidae) and *Planiliza abu* (Mugilidae) freshwater fish in Sulaimani Governorate, Iraq. *Applied Ecology & Environmental Research*, *17*(4), 8543–8552. https://doi.org/10.15666/aeer/1704_85438552

Alqahtani, F., Abotaleb, M., Subhi, A. A., El-Kenawy, E. S. M., Abdelhamid, A. A., Alakkari, K., ... Kadi, A. (2023). A hybrid deep learning model for rainfall in the wetlands of southern Iraq. *Modelling Earth Systems and Environment*, *9*(4), 4295–4312. https://doi.org/10.1007/s40808-023-01756-2

Dada, E. G., Yakubu, H. J., & Oyewola, D. O. (2021). Artificial neural network models for rainfall prediction. *European Journal of Electrical Engineering and Computer Science*, *5*(2), 30–35. https://doi.org/10.24018/ejece.2021.5.2.304

Davis, M. L. (2010). *Water and wastewater engineering: Design principles and practice* (Professional ed.). McGraw-Hill

Education / WEF Press.

Gelete, G., Nourani, V., Gokcekus, H., & Gichamo, T. (2023). Physical and artificial intelligence-based hybrid models for rainfall–runoff–sediment process modelling. *Hydrological Sciences Journal*, *68*(13), 1841–1863. https://doi.org/10.1080/02626667.2023.2241604

Google Earth Engine. (2026). *Landcover datasets*. https://developers.google.com/earth-engine/datasets/tags/landcover/2026

Graupe, D. (2019). *Principles of artificial neural networks: Basic designs to deep learning* (4th ed.). World Scientific. https://doi.org/10.1142/11286

Hamaamin, Y. A. (2025). Evaluation of data mining and artificial intelligence methods to predict daily precipitation. *Journal of Engineering*, *31*(5), 99–112. https://doi.org/10.31026/j.eng.2025.05.07

IMOS. (2025). Iraqi Meteorological Organization and Seismology: *Monthly rainfall and temperature data for Erbil Station, 1981–2026*. Ministry of Transportation.

Jalal, Z., & Al-Kubaisi, Q. Y. (2024). Estimate the runoff and groundwater recharge in Abu-Gharib Area, Western Baghdad Governorate, Iraq. *The Iraqi Geological Journal*, *57*(1C), 124–136. https://doi.org/10.46717/igj.57.1C.9

Latif, S. D., Mohammed, D. O., & Jaafar, A. (2024). Developing an innovative machine learning model for rainfall prediction in a semi-arid region. *Journal of Hydroinformatics*, *26*(4), 904–914. https://doi.org/10.2166/hydro.2024.015

Muhamad, S., & Ali, R. (2025). Forecasting monthly rainfall in the Pirmam area, Kurdistan Region, Iraq: A machine learning approach. *Polytechnic Journal*, *15*(2), 6–15. https://doi.org/10.25156/ptj.v15n2y2025.pp6-15

Ren, X., Li, X., Ren, K., Song, J., Xu, Z., Deng, K., & Wang, X. (2021). Deep learning-based weather prediction: A survey. *Big Data Research*, *23*, Article 100178. https://doi.org/10.1016/j.bdr.2020.100178

Smola, A., & Vishwanathan, S. V. N. (2008). *Introduction to machine learning*. Cambridge University Press.

Tahseen, D., & Ali, R. (2025). Advancing an innovative machine learning model for monthly rainfall forecasting in a hot-summer Mediterranean climate region, Erbil, Iraq. *The Iraqi Geological Journal*, *58*(2D), 1–20. https://doi.org/10.46717/igj.2025.58.2D.1

Withers, B., & Vipond, S. (1974). *Irrigation: Design and practice*. B. T. Batsford Ltd.

Black Sea Journal of Environmental Sciences
doi: 10.5281/zenodo.21397218

Open Access Journal
e-ISSN: 3108 - 4273

Review
Volume 2 - Issue 1: 54-61 / June 2026

LIVESTOCK UNDER SCRUTINY: INTERPRETING EMISSIONS, WATER, AND LAND METRICS IN CONTEXT

Nagihan DELLAL[1]*, Alper KOÇYİĞİT[1]

[1]*Ondokuz Mayıs University, Department of Reproduction and Artificial Insemination, Faculty of Veterinary Medicine, 55200, Samsun, Türkiye*

Abstract: A growing global population and finite natural resources have intensified debate over the environmental sustainability of food production systems. Within this landscape, the livestock sector is frequently criticized based on greenhouse gas emissions, water footprint, and land use; yet these assessments often involve methodological inconsistencies and comparisons detached from biophysical context. This review re-examines common claims directed at livestock by drawing on the scientific literature and by placing sectoral impacts within a data-driven framework. The composition and origins of livestock-related greenhouse gas emissions are discussed, and the core distinction between the biogenic methane cycle and fossil fuel-derived carbon emissions is emphasized. Water footprint debates are addressed through the green, blue, and grey water taxonomy, highlighting that a substantial share of water associated with livestock production derives from precipitation rather than from withdrawals that directly compete with domestic or industrial demand. From a land-use perspective, attention is given to ruminants' capacity to utilize grasslands and rangelands that are largely unsuitable for cropping, as well as to the potential for carbon sequestration under well-managed grazing systems. This narrative review draws on literature published between 2006 and 2025, prioritizing both foundational references and recent advances in methane accounting, emissions-intensity frameworks, and mitigation strategies. Evidence indicates that interventions including productivity gains, herd health and reproductive management, reproductive biotechnologies, feed technologies, manure management, and biogas production can meaningfully reduce emissions intensity without constraining output. Collectively, the findings suggest that mitigation priorities should focus less on restricting livestock per se and more on reducing dependence on fossil fuels while scaling scientifically grounded practices within livestock systems. A livestock sector managed on scientific principles may contribute to global food security and, under appropriate governance and practice, form part of a credible climate mitigation portfolio.

Keywords: Animal production, Climate change, Veterinary medicine, Sustainability, Efficiency, Greenhouse gas emission

***Corresponding author:** Ondokuz Mayıs University, Department of Reproduction and Artificial Insemination, Faculty of Veterinary Medicine, 55200, Samsun, Türkiye
E mail: nagihandellal2828@gmail.com (N. Dellal)
Nagihan DELLAL https://orcid.org/0009-0004-5214-1590
Alper KOÇYİĞİT https://orcid.org/0000-0001-9639-5497

Received: December 24, 2025
Accepted: January 22, 2026
Published: June 15, 2026

Cite as: Dellal, N., & Koçyiğit, A. (2026). Livestock under scrutiny: Interpreting emissions, water, and land metrics in context. *Black Sea Journal of Environmental Sciences*, *2*(1), 54–61.

1. Introduction

Current estimates place the global population above 7.44 billion, with projections reaching 9.6 billion by 2050 (FAO, 2025). This demographic pressure increases demand on constrained natural resources and places the long-term viability of food production systems under sustained scrutiny. Animal-source proteins remain central to human nutrition, providing essential amino acids, including tryptophan and phenylalanine, that are considered necessary for growth, development, and cognitive function. These amino acids also participate directly in the biosynthesis of neurotransmitters that are relevant to human health and wellbeing. Livestock production, therefore, is not merely an economic activity; it intersects with global public health and food security in ways that are difficult to replace through simplistic substitution narratives (Fernstrom, 1994; Wu, 2016; Elmadfa & Meyer, 2017).

Since the Industrial Revolution, expanding fossil fuel use and other anthropogenic activities have contributed to environmental challenges, including global warming and climate change. In recent years, however, public discourse has at times assigned a disproportionate share of climate responsibility to livestock systems. Following the publication of the FAO report Livestock's Long Shadow (2006), livestock greenhouse gas (GHG) emissions became a focal point of policy debate. Some assessments, nonetheless, appear to underweight the complex biological cycles inherent to animal production and the ecosystem services such systems can provide, thereby framing livestock as a larger "environmental culprit" than the evidence necessarily supports (Steinfeld et al., 2006; Pitesky et al., 2009; Mitloehner et al., 2020; IPCC, 2021).

This review evaluates livestock-sector impacts on climate change through three primary lenses: greenhouse gas emissions, water footprint, and land use. It also interrogates methodological choices that can generate

This work is licensed (CC BY-NC 4.0) under Creative Commons Attribution 4.0 International License

misleading generalizations, and it considers technology-oriented mitigation strategies compatible with sustainable production.

2. Review Methodology

This study is a narrative review that re-examines common claims regarding livestock-related environmental impacts through three main dimensions: greenhouse gas emissions, water footprint metrics, and land-use patterns. The objective is to interpret these indicators within a biophysical and methodological context rather than to generate original quantitative estimates.

Relevant literature was identified through targeted searches of major scientific databases and search engines (e.g., Web of Science, Scopus, and Google Scholar), complemented by reports from international organizations such as FAO, IPCC, and UNFCCC. The primary screening focused on publications from 2006 to 2025, allowing inclusion of both foundational studies and recent advances in methane accounting, emissions-intensity frameworks, and mitigation strategies.

Search keywords included combinations of "livestock emissions," "enteric methane," "biogenic methane," "GWP and GWP*," "water footprint," "green water," "blue water," "land use," and "rangelands." Priority was given to peer-reviewed articles and assessment reports with clearly defined system boundaries.

Findings were synthesized qualitatively by comparing methodological choices, system boundaries, and indicator definitions across studies. Given differences in regional production systems and accounting frameworks, results are interpreted comparatively and contextually rather than as precise universal values.

3. Results

The literature reviewed reveals diverse environmental impacts related to livestock farming. Studies show that absolute emission values alone provide a limited basis for comparison between production systems. When emissions are expressed per unit of output, significant variability emerges, and productivity level, animal health, and management intensity, rather than species-specific biological processes, appear as primary determinants of emission intensity.

Methane use significantly influences the outcomes regarding livestock farming's impact on the climate. Studies using traditional GWP_{100} measures tend to attribute disproportionate warming impacts to livestock systems, while studies incorporating alternative frameworks such as GWP* report distinctly different results, particularly in systems with stable or declining herd sizes. This difference highlights the importance of metric selection in shaping both scientific interpretation and policy narratives.

Furthermore, when considering resource use, livestock-related water and land footprints are frequently directly correlated with, and often dominate, human food or freshwater resources. While green water from rainfall accounts for the vast majority of reported water use, a significant portion of the land used by ruminant systems consists of pastures unsuitable for agricultural production. These findings demonstrate that the impacts of livestock farming are resource-use dependent and may not be accurately represented by global averages.

3.1. Greenhouse Gas Effects

Livestock activities produce greenhouse gas emissions because of biological processes. The sources, composition, and atmospheric behavior of these emissions, however, follow dynamics that differ in important respects from emissions dominated by fossil carbon.

Recent studies show that the climate impact attributed to livestock methane depends on the accounting metric applied, and that stable methane emissions may result in little or no additional warming when alternative metrics such as GWP* are used (Correddu et al., 2025).

The livestock sector is estimated to account for approximately 14.5% of global anthropogenic GHG emissions, corresponding to roughly 7.1 gigatonnes of CO_2-equivalent per year (Gerber et al., 2013). Sectoral emissions can be broadly characterized as follows.

Enteric fermentation: Methane (CH_4) produced via microbial fermentation in the digestive systems of ruminants (cattle, sheep, goats) represents approximately 39–44% of livestock-related emissions. Reports indicate that an adult bovine rumen can generate 500–1500 liters of gas per day, with methane comprising roughly 30–40% of that volume (Johnson et al., 1995).

Feed production: The cultivation, processing, and transport of feed crops contributes the largest share of emissions attributed to livestock (about 45%). These emissions largely reflect nitrous oxide (N_2O) releases associated with fertilizer use and carbon dioxide (CO_2) emissions linked to agricultural mechanization and energy inputs (Bouwman et al., 2002; Smith et al., 2008).

Manure management: Storage and handling of manure accounts for approximately 10% of livestock-sector emissions (FAO, 2013).

3.2. Regional and Species-Level Distribution

When emissions are disaggregated by product category, beef and dairy typically account for the largest shares, contributing about 41% and 20% of total livestock emissions, respectively. Pork and poultry products (meat and eggs) tend to have smaller shares, around 9% and 8%, respectively. Regionally, enteric fermentation often dominates in many developing regions, including parts of Asia, Latin America, and Africa, whereas in high-income settings emissions linked to energy use and manure management may be more prominent. In Türkiye, the share of livestock within total national GHG emissions has been reported at about 7.2, below the global average of 8.2, while China and the United States remain among the leading countries in both aggregate emissions and livestock production volume (Gerber et al., 2013; Herrero

et al., 2013; FAO, 2025). These patterns are informative, but they should be interpreted cautiously because system boundaries, accounting conventions, and production structures differ markedly across datasets and jurisdictions.

National-scale analyses further demonstrate that livestock-related greenhouse gas emissions exhibit strong spatial and temporal heterogeneity, with emission hotspots linked to regional production intensity and management practices, as shown in recent assessments of the Turkish livestock sector (Yalcinkaya, 2024).

3.3. Scientific Misconceptions and the Methane Cycle

A substantial portion of criticism directed at livestock rests on methane's global warming potential (GWP), which is commonly cited as roughly 28 times that of CO_2 over a 100-year horizon. Yet such comparisons frequently overlook the difference between "new" carbon introduced from fossil reservoirs and "biogenic" carbon circulating within a relatively short biological loop. Methane emitted by ruminants typically persists in the atmosphere for about 10–12 years before oxidizing to CO_2, which can then be re-assimilated by plants through photosynthesis. This describes a short-cycle, largely closed carbon pathway. Fossil fuel combustion, by contrast, transfers carbon that has been geologically sequestered for millions of years into the active atmosphere-ocean-biosphere system, adding net loading rather than recycling recent biogenic carbon (Allen et al., 2018; Mitloehner, 2021). These distinctions do not imply that methane is inconsequential; they do suggest that representing livestock as the sole or primary driver of climate change is a reductionist interpretation that may obscure higher-leverage mitigation opportunities.

3.4. Water and Land Use

Livestock resource use is often criticized, particularly in relation to water withdrawals and land demand. A closer reading of the underlying metrics indicates that many widely circulated claims depend on decontextualized aggregates and on water accounting categories that are not always clearly communicated to non-specialist audiences.

Water footprint discussions frequently invoke striking figures such as "15,000 liters of water for one hamburger" (Mekonnen & Hoekstra, 2012). When the accounting is unpacked, however, more than 87% of the total water footprint associated with livestock products is typically "green water," defined as precipitation stored in soil and used by vegetation (Schyns et al., 2019). This water would fall and largely evaporate or be transpired through plants even in the absence of livestock production, and it does not necessarily compete directly with drinking water supplies or industrial withdrawals. "Blue water," reflecting surface and groundwater withdrawals, often constitutes a comparatively small fraction of the total in livestock systems, reported at around 6.2% overall and falling below 4% in pasture-based systems (Zonderland-Thomassen et al., 2014). Intensive systems that rely heavily on concentrate feeds can increase blue and grey water footprints, but the dominant contribution of rainfall-derived green water remains a defining feature of many livestock water footprint estimates. This does not absolve the sector from local water governance concerns, particularly in water-stressed basins; it does indicate that global headline numbers can be misleading if interpreted as direct consumption of scarce potable water (Figure 1).

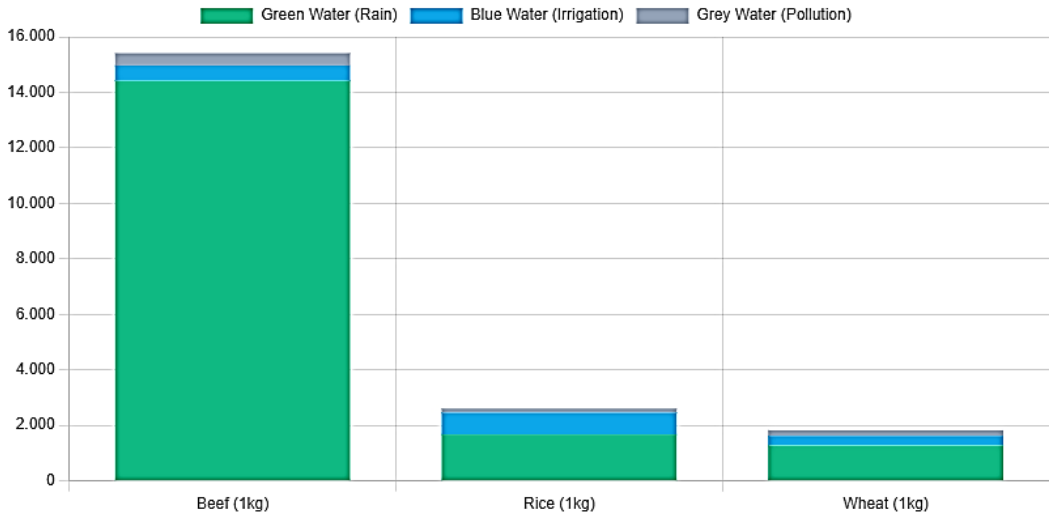


Figure 1. Water use by source: livestock and crop products (Mekonnen et al., 2012).

Although livestock uses a large share of global agricultural land, much of this area consists of grasslands and rangelands that are not suitable for cropping (FAO, 2018). Ruminants convert cellulose-rich plant material and various agricultural by-products, which humans cannot efficiently digest, into nutrient-dense animal-source foods, providing a pathway that can complement rather than directly compete with crop-based human diets. Well-managed grazing lands can also store carbon in soils. Global modeling studies suggest that improved grassland management could retain on the order of 0.4–0.6 gigatonnes of CO_2-equivalent per year in soils

(Conant et al., 2001; Wilkinson, 2011). These estimates are context-dependent, and sequestration is neither limitless nor guaranteed; it can saturate over time and may be reversed by mismanagement, drought, or land conversion. Still, the evidence supports the view that livestock systems can be designed to deliver both food and ecosystem services, rather than functioning solely as net resource drains. The distribution of global agricultural land use, based on Mottet et al. (2017), illustrates this point: roughly 68% of agricultural land is marginal pasture unsuitable for crop cultivation, while only about 12% of arable land is used to produce animal feed. This pattern suggests that a substantial fraction of livestock production occurs on land that does not readily compete with direct human food cropping, though the degree of competition varies by region, production system, and feed sourcing (Figure 2).

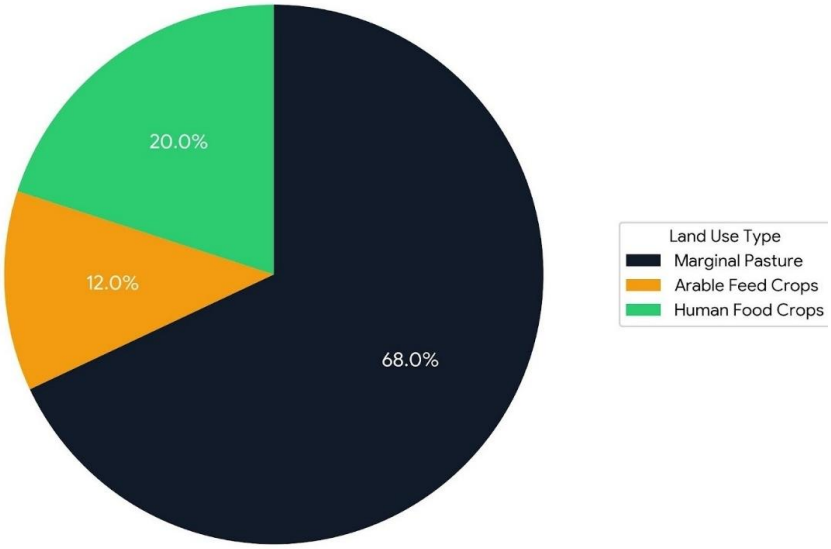


Figure 2. Distribution of land use in livestock production (Mottet et al., 2017).

3.5. Comparisons with Other Sectors

Fair evaluation of livestock's environmental impact requires methodologically consistent comparisons across sectors. The frequently cited claim that "livestock causes more emissions than transport" illustrates how boundary choices can distort public understanding. In the FAO's 2006 report, livestock emissions were estimated using life cycle assessment (LCA), while transport emissions were often represented only by direct tailpipe emissions. When both sectors are evaluated using comparable system boundaries, transport's share of global emissions is estimated at about 16.9%, whereas livestock's direct emissions are closer to about 7% (FAO, 2006). In Türkiye, a similar pattern has been reported: transport accounts for approximately 13.5% of total emissions, while livestock's direct contribution is around 1.3% (UNFCCC, 2023). These figures should be interpreted with care because inventories evolve, sectoral definitions differ, and data quality varies; nonetheless, the underlying methodological point remains robust.

3.6. Where the Dominant Emissions Lie: The Energy System

Sectoral breakdowns of global greenhouse gas emissions consistently identify energy-related activities (electricity production, heating, transport, and industry) as the dominant source, at about 76.2% (IPCC, 2022). Agriculture, including livestock, is typically estimated at roughly 11–14%. Since 1990, emissions attributed to energy systems have increased by around 163%, whereas growth in agricultural emissions has been reported at roughly 1% in the referenced synthesis (Victor et al., 2019). While any single estimate depends on methodological conventions, the broader inference is difficult to escape deep decarbonization of energy supply and demand is likely to remain the central lever for climate mitigation, with livestock mitigation best understood as complementary rather than substitutive (Figure 3).

3.7. Mitigation Strategies

Rather than restricting animal-source food production or attempting abrupt, large-scale dietary shifts, mitigation can be pursued through efficiency gains and targeted technological interventions within existing systems. Reported differences in emissions intensity across producers imply substantial abatement potential: narrowing these gaps could reduce global livestock emissions by approximately 18–30% (Herrero et al., 2016). Such estimates should be treated as conditional on adoption, governance capacity, and local constraints, but they are broadly consistent with the idea that "how" livestock is produced often matters at least as much as "how much."

Increasing output per animal (milk, meat, eggs) is among the most effective routes to lower emissions per unit of product. Under an emissions intensity framework, production from high-performing animals and well-managed systems typically carries a smaller footprint than production from low-yield systems, even if absolute

emissions remain non-trivial (Figure 5). Improvements in herd health, reductions in mortality, and enhanced reproductive performance reduce the proportion of animals consuming resources without contributing proportionally to output. Equivalent production can then be achieved with fewer animals, lower feed demand, and reduced waste generation. Reproductive biotechnologies, including estrus synchronization, artificial insemination, embryo transfer, and genomic selection, can accelerate genetic progress at the herd level, producing durable improvements in fertility, robustness, and productivity. Artificial insemination and structured breeding programs facilitate rapid dissemination of superior genetics, raising per-animal production and indirectly lowering emissions intensity (Figure 4).

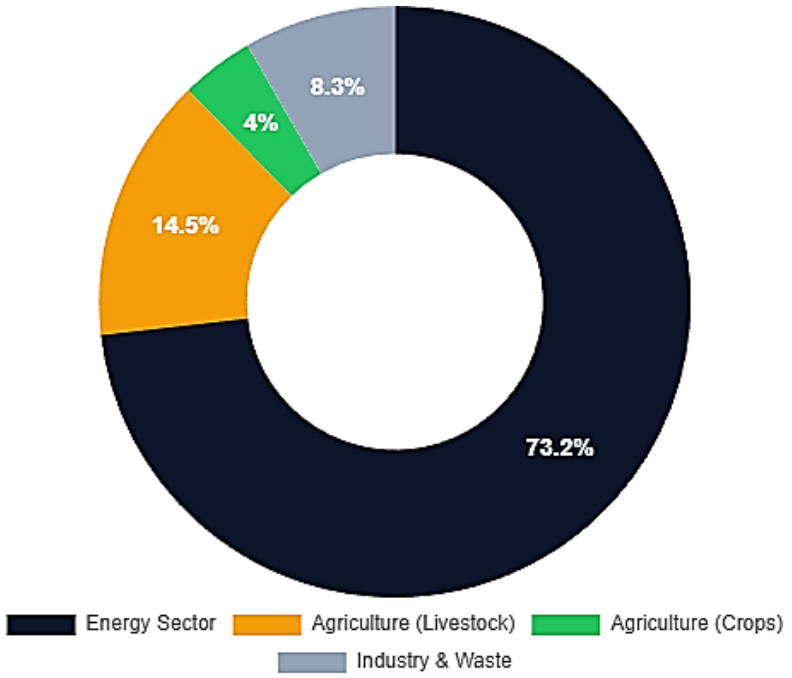


Figure 3. Sectoral distribution of global greenhouse gas emissions (FAO, 2013).

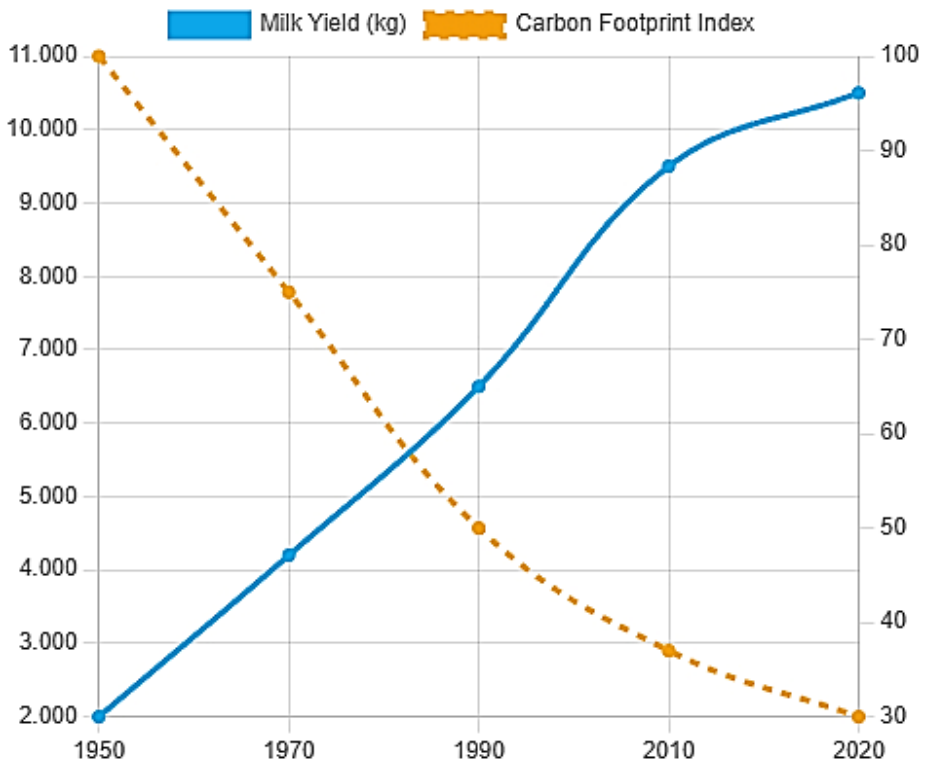


Figure 4. Inverse relationship between milk yield per animal and carbon footprint index (1950–2020).

Expanded veterinary services, through earlier disease detection and prevention, can reduce productivity losses and stabilize output over time. In many low- and middle-income settings, productivity gaps are plausibly linked to limitations in animal health infrastructure, reproductive management, and genetic improvement. In these contexts, widening access to veterinary care and modern reproductive technologies could reduce emissions intensity without reducing total production, although outcomes will depend on economics, extension capacity, and producer incentives (Capper et al., 2009; Thornton, 2010; Gerber et al., 2011; Herrero et al., 2016; Mottet et al., 2017; FAO, 2018).

Improvements in feeding strategies are among the most direct approaches to reducing enteric methane. Increasing digestibility, optimizing ration balance, and minimizing feed losses can lower emissions substantially. Biotechnological approaches, including the use of lipids, nitrates, and feed additives, have been shown to suppress methane formation at the source under certain conditions (Beauchemin et al., 2008; Hristov et al., 2013). Translating controlled-study results to diverse farm contexts, however, requires attention to animal health, cost, supply chains, and the risk of unintended effects on productivity or nitrogen cycling.

Nutritional strategies influence livestock methane emissions primarily through changes in productivity and emission intensity rather than through consistent reductions in absolute daily methane output. Improvements in diet formulation and feed efficiency may increase milk yield, thereby lowering methane emissions per unit of product even when total emissions per animal remain relatively unchanged, particularly in intensive dairy systems, while outcomes may differ in extensive production contexts (Hristov, 2023). These findings indicate that the mitigation potential of feeding strategies should be evaluated using intensity-based metrics alongside absolute emissions.

Appropriate manure management can reduce both methane and nitrous oxide emissions while enabling renewable energy production. Anaerobic digestion in biogas facilities captures methane that would otherwise be emitted, converts it into usable energy, and can reduce odor and water pollution risks (Montes et al., 2013). Performance depends on storage practices, digester design, operational reliability, and how digestate is subsequently handled. Poor implementation can erode expected benefits.

Grassland rehabilitation, prevention of overgrazing, and rotational grazing can improve vegetation cover and soil structure, increasing the potential for soil carbon storage. These approaches may allow livestock systems to contribute actively to mitigation rather than being treated solely as emission sources (Lal, 2004; McSherry & Ritchie, 2013). The limitations are non-trivial: sequestration rates vary widely, can plateau, and are sensitive to climate variability and management consistency. Even so, where conditions are favorable and governance supports durable practice, soil carbon strategies can complement emissions reductions.

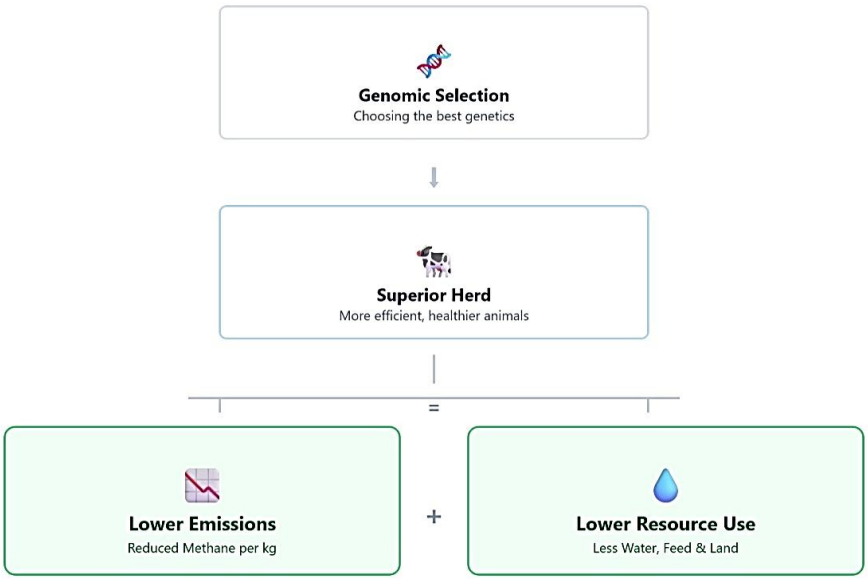


Figure 5. Genomic selection for efficient and low-emission livestock production.

4. Discussion

The findings of this review suggest that simplified narratives framing livestock as a primary driver of climate change often overlook key biophysical and methodological considerations. While livestock systems emit greenhouse gases, particularly methane, their climate impact differs fundamentally from fossil fuel–based emissions and is frequently overstated when evaluated using static metrics.

Rather than focusing on reductions in livestock numbers, the literature highlights the effectiveness of emissions-intensity–based mitigation strategies. Improvements in productivity, herd health, reproductive efficiency, and nutritional management consistently emerge as the most

feasible pathways for reducing environmental impacts without compromising food security.

Veterinary interventions play a central role in this context. Enhanced animal health, fertility management, and reproductive biotechnologies contribute directly to higher output per animal, thereby lowering emissions intensity. These approaches are particularly relevant in regions with significant productivity gaps, where substantial mitigation can be achieved through efficiency gains.

Overall, the evidence supports a mitigation strategy centered on technological improvement and system optimization within livestock production, complemented by broader decarbonization efforts in the energy sector. Under such an approach, livestock systems can continue to contribute to global nutrition while aligning more closely with climate mitigation objectives.

5. Conclusion

Livestock production plays a central role in meeting the nutritional needs of a growing global population while supporting rural livelihoods and food system resilience. The evidence reviewed in this study indicates that the environmental impacts attributed to livestock are frequently overstated when evaluated using inconsistent system boundaries or static metrics that do not adequately reflect biogenic carbon dynamics. Fossil fuel–based energy systems remain the dominant driver of global greenhouse gas emissions, whereas livestock-related emissions constitute a smaller and more source-use-dependent share.

A mitigation pathway centered on efficiency gains, technological improvement, and sound veterinary management emerges as more credible than strategies focused on reducing livestock numbers. In this context, the adoption of modern scientific approaches in livestock production plays a critical role in increasing output per animal. Improvements in herd health management, reproductive biotechnologies, genetic improvement programs, balanced nutrition strategies, and data-driven decision-support systems can substantially enhance production efficiency while reducing environmental impacts on a per-unit-of-product basis. When combined with advances in manure management and grassland stewardship, such approaches allow livestock systems to contribute to climate mitigation objectives without undermining food security. Future research should therefore focus on comparative, long-term evaluations of these practices across different livestock production systems, with particular attention to quantifying the contribution of veterinary services and technology adoption using robust performance indicators.

Some limitations of this review should also be considered. The findings are based on secondary data from studies employing different system boundaries, accounting frameworks, and impact measures, which restricts direct quantitative comparisons across sources. Reported emission and resource-use values vary according to production system characteristics, regional conditions, and methodological assumptions. In addition, cross-country comparisons may be influenced by differences in livestock systems, feed resources, climatic conditions, and data quality. These considerations indicate that caution is warranted when interpreting global estimates and underscore the need for context-specific assessments.

Author Contributions

The percentages of the authors' contributions are presented below. All authors reviewed and approved the final version of the manuscript.

	H.D.	A.K.
C		100
D	100	
S		100
DCP	50	50
DAI	50	50
L	50	50
W	50	50
CR	50	50
SR	50	50

C=concept, D= design, S= supervision, DCP= data collection and/or processing, DAI= data analysis and/or interpretation, L= literature search, W= writing, CR= critical review, SR= submission and revision.

Conflict of Interest

The authors declare that there is no conflict of interest.

References

Allen, M. R., Shine, K. P., Fuglestvedt, J. S., Millar, R. J., Cain, M., Frame, D. J., & Macey, A. H. (2018). A solution to the misrepresentation of methane's role in global warming. *npj Climate and Atmospheric Science*, *1*(1), Article 16. https://doi.org/10.1038/s41612-018-0026-8

Beauchemin, K. A., Kreuzer, M., O'Mara, F., & McAllister, T. A. (2008). Nutritional management for enteric methane abatement: A review. *Australian Journal of Experimental Agriculture*, *48*(2), 21–27. https://doi.org/10.1071/EA07199

Bouwman, A. F., Boumans, L. J. M., & Batjes, N. H. (2002). Emissions of N_2O and NO from fertilized fields: Summary of available measurement data. *Global Biogeochemical Cycles*, *16*(4), Article 1058. https://doi.org/10.1029/2001GB001811

Capper, J. L., Cady, R. A., & Bauman, D. E. (2009). The environmental impact of dairy production: 1944 compared with 2007. *Journal of Animal Science*, *87*(6), 2160–2167. https://doi.org/10.2527/jas.2009-1781

Conant, R. T., Paustian, K., & Elliott, E. T. (2001). Grassland management and conversion into grassland: Effects on soil carbon. *Ecological Applications*, *11*(2), 343–355. https://doi.org/10.1890/1051-0761(2001)011[0343:GMACIG]2.0.CO;2

Correddu, F., Lunesu, M. F., Sechi, S., Caratzu, M. F., & Pulina, G. (2025). CO2 removal to reach net zero warming of global methane and nitrous oxide emissions of livestock: Comparison of two metrics under different 2050 FAO scenarios. *PLOS ONE*, *20*(8), Article e0330379. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0330379

Elmadfa, I., & Meyer, A. L. (2017). Animal proteins as important

contributors to a healthy human diet. *Annual Review of Animal Biosciences*, *5*(1), 111–131. https://doi.org/10.1146/annurev-animal-022516-022943

Fernstrom, J. D. (1994). Dietary amino acids and brain function. *Journal of the American Dietetic Association*, *94*(1), 71–77. https://doi.org/10.1016/0002-8223(94)92045-1

Food and Agriculture Organization. (2006). *Livestock's long shadow: Environmental issues and options*. Food and Agriculture Organization of the United Nations. https://www.fao.org/3/a0701e/a0701e.pdf

Food and Agriculture Organization. (2013). *Greenhouse gas emissions from the livestock sector: A life cycle assessment*. FAO Animal Production and Health Division. https://www.fao.org/4/i3461e/i3461e.pdf

Food and Agriculture Organization. (2018). *World livestock: Transforming the livestock sector through the Sustainable Development Goals*. Food and Agriculture Organization of the United Nations. https://www.fao.org/3/i8384en/I8384EN.pdf

Food and Agriculture Organization. (2025). *FAOSTAT statistical database*. Food and Agriculture Organization of the United Nations. https://www.fao.org/faostat/en/#data/OA

Gerber, P. J., Steinfeld, H., Henderson, B., Mottet, A., Opio, C., Dijkman, J., Falcucci, A., & Tempio, G. (2013). *Tackling climate change through livestock: A global assessment of emissions and mitigation opportunities*. Food and Agriculture Organization of the United Nations. https://www.fao.org/3/i3437e/i3437e.pdf

Gerber, P. J., Vellinga, T., Opio, C., Henderson, B., & Steinfeld, H. (2011). Productivity gains and greenhouse gas emissions intensity in dairy systems. *Livestock Science*, *139*(1–2), 100–108. https://doi.org/10.1016/j.livsci.2011.03.012

Heinke, J., Lannerstad, M., Gerten, D., Havlík, P., Herrero, M., Notenbaert, A. M. O., ... Müller, C. (2020). Water use in global livestock production—opportunities and constraints for increasing water productivity. *Water Resources Research*, *56*(12), Article e2019WR026995.

Herrero, M., Havlík, P., Valin, H., Notenbaert, A., Rufino, M. C., Thornton, P. K., & Obersteiner, M. (2013). Biomass use, production, feed efficiencies, and greenhouse gas emissions from global livestock systems. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *110*(52), 20888–20893. https://doi.org/10.1073/pnas.1308149110

Herrero, M., Henderson, B., Havlík, P., Thornton, P. K., Conant, R. T., Smith, P., & Stehfest, E. (2016). Greenhouse gas mitigation potentials in the livestock sector. *Nature Climate Change*, *6*(5), 452–461. https://doi.org/10.1038/nclimate2925

Hristov, A. N. (2023). Perspective: Could dairy cow nutrition meaningfully reduce the carbon footprint of milk production? *Journal of Dairy Science*, *106*(11), 7336–7340. https://doi.org/10.3168/jds.2023-23395

Hristov, A. N., Oh, J., Firkins, J. L., Dijkstra, J., Kebreab, E., Waghorn, G., & Tricarico, J. M. (2013). Mitigation of methane and nitrous oxide emissions from animal operations: I. A review of enteric methane mitigation options. *Journal of Animal Science*, *91*(11), 5045–5069.

Intergovernmental Panel on Climate Change. (2021). *Climate change 2021: The physical science basis*. Cambridge University Press. https://doi.org/10.1017/9781009157896

Intergovernmental Panel on Climate Change. (2022). *Climate change 2022: Mitigation of climate change*. Cambridge University Press. https://doi.org/10.1017/9781009157926

Johnson, K. A., & Johnson, D. E. (1995). Methane emissions from cattle. *Journal of Animal Science*, *73*(8), 2483–2492. https://doi.org/10.2527/1995.7382483x

Lal, R. (2004). Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *Science*, *304*(5677), 1623–1627. https://doi.org/10.1126/science.1097396

McSherry, M. E., & Ritchie, M. E. (2013). Effects of grazing on grassland soil carbon: A global review. *Global Change Biology*, *19*(5), 1347–1357. https://doi.org/10.1111/gcb.12144

Mekonnen, M. M., & Hoekstra, A. Y. (2012). A global assessment of the water footprint of farm animal products. *Ecosystems*, *15*(3), 401–415. https://doi.org/10.1007/s10021-011-9517-8

Mitloehner, F. M. (2021). Livestock's role in climate change: A critical review. *Animal Frontiers*, *11*(1), 10–19. https://doi.org/10.1093/af/vfaa064

Mitloehner, F. M., & Calvo-Lorenzo, M. S. (2020). Overcoming misinformation on the role of livestock in climate change. *Animal Frontiers*, *10*(4), 67–74.

Montes, F., Meinen, R., Dell, C., Rotz, A., Hristov, A. N., Oh, J., & Oenema, O. (2013). Mitigation of methane and nitrous oxide emissions from animal operations: II. A review of manure management mitigation options. *Journal of Animal Science*, *91*(11), 5070–5094. https://doi.org/10.2527/jas.2013-6585

Mottet, A., de Haan, C., Falcucci, A., Tempio, G., Opio, C., & Gerber, P. (2017). Livestock: On our plates or eating at our table? A new analysis of the feed/food debate. *Global Food Security*, *14*, 1–8. https://doi.org/10.1016/j.gfs.2017.01.001

Pitesky, M. E., Stackhouse, K. R., & Mitloehner, F. M. (2009). Clearing the air: Livestock's contribution to climate change. *Advances in Agronomy*, *103*, 1–40. https://doi.org/10.1016/S0065-2113(09)03001-6

Schyns, J. F., Booij, M. J., & Hoekstra, A. Y. (2019). The water footprint of wood for energy consumed in the European Union. *Water Resources and Industry*, *17*, 28–44. https://doi.org/10.1016/j.wri.2019.100115

Smith, P., Martino, D., Cai, Z., Gwary, D., Janzen, H., Kumar, P., & Smith, J. (2008). Greenhouse gas mitigation in agriculture. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, *363*(1492), 789–813.

Steinfeld, H., Gerber, P., Wassenaar, T., Castel, V., Rosales, M., & de Haan, C. (2006). Livestock's contribution to climate change. *Agricultural and Forest Meteorology*, *142*(2–4), 159–

Thornton, P. K. (2010). Livestock production: Recent trends, future prospects. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, *365*(1554), 2853–2867. https://doi.org/10.1098/rstb.2010.0134

United Nations Framework Convention on Climate Change. (2023). *National inventory submissions 2023*. UNFCCC. https://unfccc.int/ghg-inventories-annex-i-parties/2023

Victor, D. G., Geels, F. W., & Sharpe, S. (2019). Accelerating the low carbon transition. *Energy Policy*, *133*, Article 110981. https://doi.org/10.1016/j.enpol.2019.06.030

Wilkinson, J. M. (2011). Re-defining efficiency of feed use by livestock. *Animal*, *5*(7), 1014–1022. https://doi.org/10.1017/S175173111100005X

Wu, G. (2016). Dietary protein intake and human health. *Food & Function*, *7*(3), 1251–1265.

Yalcinkaya, S. (2024). Spatiotemporal analysis and mitigation potential of GHG emissions from the livestock sector in Turkey. *Environmental Impact Assessment Review*, *105*, Article 107441. https://doi.org/10.1016/j.eiar.2023.107441

Zonderland-Thomassen, M. A., Lieffering, M., & Ledgard, S. F. (2014). Water footprint of beef cattle and sheep produced in New Zealand: Water scarcity and eutrophication impacts. *Journal of Cleaner Production*, *73*, 253–262.