

UNIVERSITE DE MONTPELLIER

ECOLE DOCTORALE GAIA

HABILITATION A DIRIGER DES RECHERCHES

**Apport des Etudes en Ecologie des  
Communautés d'Oiseaux à la  
Conservation des Zones Humides  
Méditerranéennes.**

**Thomas GALEWSKI**

Tour du Valat

Institut de recherche pour la conservation des zones humides  
méditerranéennes

*" Je déclare avoir respecté, dans la conception et la rédaction de ce mémoire d'HDR, les valeurs et principes d'intégrité scientifique destinés à garantir le caractère honnête et scientifiquement rigoureux de tout travail de recherche, visés à l'article L.211-2 du Code de la recherche et énoncés par la Charte nationale de déontologie des métiers de la recherche et la Charte d'intégrité scientifique de l'Université de Montpellier. Je m'engage à les promouvoir dans le cadre de mes activités futures d'encadrement de recherche."*

Thomas Galewski



# Sommaire

---

<i>Curriculum Vitae</i> .....	6
<i>Remerciements</i> .....	41
<i>Préambule</i> .....	43
<i>Chapitre 1 : Le contexte dans lequel s'inscrivent mes recherches</i> .....	46
1. Le lien entre recherche et conservation de la biodiversité.....	46
1.1. L'effondrement de la biodiversité.....	46
1.2. L'émergence d'un mouvement pour conserver la biodiversité.....	47
1.3. La biologie de la conservation en appui à la conservation de la biodiversité.....	48
2. Le besoin d'interfaces sciences-société pour les zones humides méditerranéennes	49
2.1. Importance des zones humides pour la biodiversité.....	49
2.2. Déclin des zones humides et de leur biodiversité .....	52
2.3. Les zones humides méditerranéennes.....	52
2.4. La conservation des zones humides méditerranéennes .....	56
3. Un observatoire pour suivre et évaluer les zones humides méditerranéennes.....	57
3.1. Le cadre conceptuel de suivi-évaluation .....	57
3.2. Nos indicateurs et résultats.....	57
3.3. Une recherche innovante pour un travail de suivi-évaluation plus fin .....	61
4. Les oiseaux des zones humides .....	62
4.1 Les oiseaux comme indicateurs de l'état des zones humides .....	62
4.2. Les oiseaux d'eau : des cibles de conservation à part entière .....	64
4.3. Un suivi à long terme dédié aux oiseaux d'eau.....	68
5. Les grands axes de mes recherches sur les oiseaux des zones humides méditerranéennes .....	70
<i>Chapitre 2 : Déterminer la tendance des communautés d'espèces</i> .....	72
1. Mesurer la tendance de la biodiversité des zones humides méditerranéennes à l'aide de l'Indice Planète Vivante .....	72
2. Le recours aux experts pour contourner l'absence de suivis à long terme.....	77
3. L'importance de la date de référence pour expliquer les tendances de biodiversité...	81
<i>Chapitre 3 : Evaluer l'impact des pressions anthropiques</i> .....	89
1. Le cas de l'intensification agricole .....	89
1.1. Agriculture intensive et biodiversité.....	89

1.2. Les effets interactifs entre l'intensité des traitements en pesticides et la complexité du paysage .....	91
1.3. Le rôle des différents éléments linéaires de bord de champs en tant qu'habitats de substitution pour les oiseaux .....	93
1.4. Implications pour la conservation des oiseaux de Camargue .....	96
<b>2. Mesurer les interactions entre pressions anthropiques. L'exemple du changement climatique et des changements d'usage des terres .....</b>	<b>97</b>
2.1. Le changement climatique et les oiseaux d'eau .....	97
2.2. Les effets interactifs des changements d'usage des terres et du changement climatique sur les oiseaux d'eau .....	99
2.3. Impact de la conversion des milieux naturels sur l'ajustement thermique des oiseaux d'eau .....	100
2.4. L'impact de la gestion cynégétique sur l'ajustement thermique.....	102
2.5. Implications pour la conservation des oiseaux d'eau dans le bassin méditerranéen .....	105
<b>Chapitre 4 : Renseigner les politiques de conservation.....</b>	<b>108</b>
1. Evaluer l'efficacité des aires protégées .....	108
1.1. La désignation en tant que site Ramsar bénéficie –t-elle aux oiseaux d'eau ? .....	108
1.2. La protection peut-elle faciliter l'ajustement thermique des communautés d'oiseaux d'eau ? .....	111
2. Renseigner la planification des futures mesures de conservation en faveur des oiseaux d'eau.....	115
2.1. Identifier les zones humides d'importance internationale non protégées .....	115
2.2. Identifier les zones humides non protégées et fortement exposées au changement climatique .....	117
2.3. Implications pour la conservation des oiseaux d'eau .....	123
<b>Chapitre 5 : Apport de nos travaux de recherche à la conservation des zones humides méditerranéennes.....</b>	<b>126</b>
1. Un cadre renforcé pour l'Observatoire des Zones Humides Méditerranéennes.....	126
1.1. Le rôle majeur de la gouvernance en tant que force protectrice ou destructrice des zones humides.....	126
1.2. Le poids du secteur agricole sur la biodiversité des deltas méditerranéens .....	128
2. La conservation des oiseaux d'eau rime-t-elle avec celle des zones humides ?.....	130
2.1. L'importance historique de la pression de prélèvement.....	130
2.2. La réponse des oiseaux d'eau au développement des zones humides artificielles.....	132
2.3. La conservation des oiseaux d'eau ne permet pas celle de tous les habitats humides .	133
3. Quelles actions de conservation pour assurer l'avenir des zones humides méditerranéennes et des oiseaux d'eau ? .....	135



3.1. Etendre le réseau d'aires protégées à l'ensemble des zones humides importantes pour les oiseaux.....	136
3.2. Mettre en place des mesures de gestion facilitant l'adaptation des oiseaux d'eau au changement climatique .....	137
3.3. Restaurer des zones humides en tant qu'habitats pour les oiseaux.....	139
3.4. Transférer et Convaincre pour assurer la durabilité des mesures de conservation .....	142
<b><i>Projets de Recherche.....</i></b>	<b>144</b>
Projet de recherche n°1 : Générer les connaissances qui favorisent des prises de décision favorables à la conservation des oiseaux et des zones humides.....	144
Projet n°2 : Permettre à la Camargue de demeurer l'un des principaux sites d'accueil pour l'avifaune en Méditerranée .....	148
<b><i>Bibliographie .....</i></b>	<b>151</b>

## *Curriculum Vitae*

**GALEWSKI Thomas**

**Biologiste de la conservation, 44 ans**

**Coordinateur de Thème**

**Tour du Valat – Institut de recherche pour la conservation des zones humides méditerranéennes**

**ORCID : 0000-0001-6429-1327**

### POSTES OCCUPÉS

---

**Depuis 2021 :** Coordinateur du Thème « Interfaces Sciences-Société » (équipe de 13 salariés en 2024) à la Tour du Valat.

**2019 - 2020 :** Coordinateur du Thème « Observatoire des Zones Humides Méditerranéennes » (équipe de 10 salariés) à la Tour du Valat.

**2009-2019 :** Chef de projet « Conservation de la biodiversité des zones humides méditerranéennes » à la Tour du Valat.

**2008-2009 :** Ingénieur de recherche (postdoctorant) à la Tour du Valat.

**2006-2008:** Postdoctorant à *Kew Royal Botanic Gardens (Molecular Systematics Laboratory)* et *Imperial College London (Department of Life Sciences)* au Royaume-Uni.

Superviseur : Pr. V. Savolainen.

Financement : bourse *Lavoisier* du Ministère des Affaires Etrangères.

### CURSUS UNIVERSITAIRE

---

**2002-2005 :** THESE (Université de Montpellier)

Laboratoire : Institut des Sciences de l'Évolution de Montpellier

Sujet : Radiations évolutives de rongeurs : Phylogénie moléculaire, évolution et biogéographie des Echimyidae (rats épineux sud-américains) et des Arvicolinae (campagnols et lemmings)

Superviseurs : Pr. Emmanuel Douzery et Dr. Emmanuel Paradis

Financement : Allocation Ministérielle de Recherche

Mention : Très Honorable  
**2002 :** DEA Biologie de l'Evolution et Ecologie (Université de Montpellier)  
Laboratoire : Institut des Sciences de l'Evolution de Montpellier  
Sujet : Phylogénie moléculaire et évolution des rats épineux  
d'Amérique du Sud (Echimyidae, Rodentia)  
Superviseurs : Jean-François Mauffrey et Pr. Emmanuel Douzery  
Mention Bien (rang 6/24)

## PUBLICATIONS

---

### Articles dans des revues scientifiques à comité de lecture

Verniest, F., Galewski, T., Boutron, O., Dami, L., Defos du Rau, P., Guelmami, A., Julliard, R., Popoff, N., Suet, M., Willm, L., Abdou, W., Azafzaf, H., Bendjedda, N., Bino, T., Borg, J., Božič, L., Dakki, M., El Hamoumi, R., Encarnaçã, V., ... Le Viol, I. (2024). Exposure to sea-level rise of wetlands monitored for non-breeding waterbirds in the Mediterranean. *Conservation Biology*, *accepted*. (IF= 6.3)

Gaget, E., Galewski, T., Brommer, J., Le Viol, I., Jiguet, F., Baccetti, N., Langendoen, T., Molina, B., Moniz, F., Moussy, C., Zenatello, M., & Guillemain, M. (2024). On the need and difficulty of evaluating management strategies improving species persistence. *Animal Conservation*, *27*, 21–22. (IF= 3.51) <https://doi.org/10.1111/acv.12936>

Mallet, P., Bechet, A., Sirami, C., Mesleard, F., Blanchon, T., Calatayud, F., Dagonet, T., Gaget, E., Leray, C., & Galewski, T. (2023). Field margins as substitute habitat for the conservation of birds in agricultural wetlands. *Peer Community Journal*, *3*. <https://doi.org/10.24072/pcjournal.299>

Ledger, S., Loh, J., Almond, R., Böhm, M., Clements, C., Currie, J., Deinet, S., Galewski, T., Grooten, M., Jenkins, M., Marconi, V., Painter, B., Scott-Gatty, K., Young, L., Hoffmann, M., Freeman, R., & McRae, L. (2023). Past, present, and future of the Living Planet Index. *Npj Biodiversity*, *2*. <https://doi.org/10.1038/s44185-023-00017-3>

Gaget, E., Galewski, T., Brommer, J., Le Viol, I., Jiguet, F., Baccetti, N., Langendoen, T., Molina, B., Moniz, F., Moussy, C., Zenatello, M., & Guillemain, M. (2023). Habitat management favouring hunted waterbird species prevents distribution changes in

response to climate warming. *Animal Conservation*, 27. (IF= 3.51)  
<https://doi.org/10.1111/acv.12872>

Verniest, F., Le Viol, I., Julliard, R., Dami, L., Guelmami, A., Suet, M., Abdou, W., Azafzaf, H., Bendjedda, N., Bino, T., Borg, J., Bozic, L., Dakki, M., Rhimou, E. H., Encarnação, V., Erciyas Yavuz, K., Etayeb, K., Georgiev, V., Hamada, A., & **Galewski, T.** (2023). Anticipating the effects of climate warming and natural habitat conversion on waterbird communities to address protection gaps. *Biological Conservation*, 279, 109939. (IF= 6.2) <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2023.109939>

Arslan, D., Ernoul, L., Béchet, A., Döndüren, Ö., Sıkı, M., & **Galewski, T.** (2022). Using literature and expert knowledge to determine changes in the bird community over a century in a Turkish wetland. *Marine and Freshwater Research*, 74. (IF= 2.36)  
<https://doi.org/10.1071/MF21332>

Verniest, F., **Galewski, T.**, Julliard, R., Guelmami, A., & Le Viol, I. (2022). Coupling future climate and land-use projections reveals where to strengthen the protection of Mediterranean Key Biodiversity Areas. *Conservation Science and Practice*, 4(11), e12807. (IF= 3.57) <https://doi.org/10.1111/csp2.12807>

Mallet, P., Béchet, A., **Galewski, T.**, Mesléard, F., Hilaire, S., Lefebvre, G., Poulin, B., & Sirami, C. (2022). Different components of landscape complexity are necessary to preserve multiple taxonomic groups in intensively-managed rice paddy landscapes. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 328, 107864. (IF= 4.24)  
<https://doi.org/10.1016/j.agee.2022.107864>

Popoff, N., Gaget, E., Béchet, A., Dami, L., du Rau, P. D., Geijzendorffer, I., Guelmami, A., Mondain-Monval, J.-Y., Perennou, C., Suet, M., Verniest, F., Deschamps, C., Taylor, N. G., Azafzaf, H., Bendjedda, N., Bino, T., Borg, J. J., Božič, L., Dakki, M., ... **Galewski, T.** (2021). Gap analysis of the Ramsar site network at 50: over 150 important Mediterranean sites for wintering waterbirds omitted. *Biodiversity and Conservation*, 30(11), 3067–3085. (IF= 3.39) <https://doi.org/10.1007/s10531-021-02236-1>

Taylor, N. G., Grillas, P., Al Hreisha, H., Balkız, Ö., Borie, M., Boutron, O., Catita, A., Champagnon, J., Cherif, S., Çiçek, K., Costa, L. T., Dakki, M., Fois, M., **Galewski, T.**, Galli, A., Georgiadis, N. M., Green, A. J., Hermoso, V., Kapedani, R., ... Sutherland, W. J. (2021). The future for Mediterranean wetlands: 50 key issues and 50 important conservation research questions. *Regional Environmental Change*, 21(2), 33. (IF= 4.3)  
<https://doi.org/10.1007/s10113-020-01743-1>

Leberger, R., Geizendorffer, I. R., Gaget, E., Gwelmami, A., **Galewski, T.**, Pereira, H. M., & Guerra, C. A. (2020). Mediterranean wetland conservation in the context of climate and land cover change. *Regional Environmental Change*, 20(2), 67. (IF= 4.3) <https://doi.org/10.1007/s10113-020-01655-0>

Gaget, E., Le Viol, I., Pavón-Jordán, D., Cazalis, V., Kerbiriou, C., Jiguet, F., Popoff, N., Dami, L., Mondain-Monval, J. Y., Defos du Rau, P., Abdou, W. A. I., Bozic, L., Dakki, M., Encarnação, V. M. F., Erciyas-Yavuz, K., Etayeb, K. S., Molina, B., Petkov, N., Uzunova, D., ... **Galewski, T.** (2020). Assessing the effectiveness of the Ramsar Convention in preserving wintering waterbirds in the Mediterranean. *Biological Conservation*, 243, 108485. (IF= 6.2) <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108485>

Gaget, E., **Galewski, T.**, Jiguet, F., Guelmami, A., Perennou, C., Beltrame, C., & Le Viol, I. (2020). Antagonistic effect of natural habitat conversion on community adjustment to climate warming in nonbreeding waterbirds. *Conservation Biology*, 34(4), 966–976. (IF= 6.3) <https://doi.org/10.1111/cobi.13453>

Fraixedas, S., **Galewski, T.**, Ribeiro-Lopes, S., Loh, J., Blondel, J., Fontès, H., Grillas, P., Lambret, P., Nicolas, D., Olivier, A., & Geizendorffer, I. R. (2019). Estimating biodiversity changes in the Camargue wetlands: An expert knowledge approach. *PLOS ONE*, 14(10), e0224235. (IF= 3.7) <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0224235>

Geizendorffer, I. R., Beltrame, C., Chazee, L., Gaget, E., **Galewski, T.**, Guelmami, A., Perennou, C., Popoff, N., Guerra, C. A., Leberger, R., Jalbert, J., & Grillas, P. (2019). A More Effective Ramsar Convention for the Conservation of Mediterranean Wetlands. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 7. (IF= 4.49) <https://www.frontiersin.org/article/10.3389/fevo.2019.00021>

Gaget, E., **Galewski, T.**, Jiguet, F., & Le Viol, I. (2018). Waterbird communities adjust to climate warming according to conservation policy and species protection status. *Biological Conservation*, 227, 205–212. (IF= 6.2) <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.09.019>

**Galewski, T.**, & Devictor, V. (2016). When Common Birds Became Rare: Historical Records Shed Light on Long-Term Responses of Bird Communities to Global Change in the Largest Wetland of France. *PLOS ONE*, 11(11), e0165542. (IF= 3.7) <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0165542>

Fabre, P.-H., **Galewski, T.**, Tilak, M., & Douzery, E. J. P. (2013). Diversification of South American spiny rats (Echimyidae): a multigene phylogenetic approach. *Zoologica Scripta*, 42(2), 117–134. (IF= 3.14) <https://doi.org/10.1111/j.1463-6409.2012.00572.x>

**Galewski, T.**, Collen, B., McRae, L., Loh, J., Grillas, P., Gauthier-Clerc, M., & Devictor, V. (2011). Long-term trends in the abundance of Mediterranean wetland vertebrates: From global recovery to localized declines. *Biological Conservation*, 144(5), 1392–1399. (IF= 6.2) <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.10.030>

Berrebi, P., **Galewski, T.**, & Keith, P. (2006). Sicyopterus “lagocephalus”, a unique widespread taxon confirmed by mtDNA sequences. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 3(40), 903–904. (IF= 4.17) <https://doi.org/10.1016/j.ympev.2006.05.018>

**Galewski, T.**, Tilak, M., Sanchez, S., Chevret, P., Paradis, E., & Douzery, E. J. (2006). The evolutionary radiation of Arvicolinae rodents (voles and lemmings): relative contribution of nuclear and mitochondrial DNA phylogenies. *BMC Evolutionary Biology*, 6(1), 80. (IF= 3.26) <https://doi.org/10.1186/1471-2148-6-80>

Keith, P., **Galewski, T.**, Cattaneo-Berrebi, G., Hoareau, T., & Berrebi, P. (2005). Ubiquity of Sicyopterus lagocephalus (Teleostei: Gobioidi) and phylogeography of the genus Sicyopterus in the Indo-Pacific area inferred from mitochondrial cytochrome b gene. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 37(3), 721–732. (IF= 4.17) <https://doi.org/10.1016/j.ympev.2005.07.023>

**Galewski, T.**, Mauffrey, J.-F., Leite, Y. L. R., Patton, J. L., & Douzery, E. J. P. (2005). Ecomorphological diversification among South American spiny rats (Rodentia; Echimyidae): a phylogenetic and chronological approach. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 34(3), 601–615. (IF= 4.17) <https://doi.org/10.1016/j.ympev.2004.11.015>

### **Articles dans des périodiques sans comité de lecture**

Kayser, Y., Blanchon, T., **Galewski, T.**, Champagnon, J., Thibault, M., Massez, G., Pin, C., Sadoul, N., Tiné, R., Petit, J., Mouronval, J.-B., Vandewalle, P., Migne, E., Vialet, E., Tétrel, C., Paulus, G., Ponchon, C., Pilard, P., Flitti, A., ... Béchet, A. (2024). Comptendu ornithologique Camargue-Crau-Alpilles pour les années 2013 à 2018. *Alauda*, accepté.

Crochet, P. A., **Galewski, T.**, & Veyrunes, F. (2022). Première mention française de la sousespèce asiatique du Pipit farlousane *Anthus rubescens japonicus*. *Ornithos*.

Gaget, E., & **Galewski, T.** (2020). Les oiseaux d'eau en Méditerranée - Mesurer leur réponse au changement climatique. *Courrier de La Nature*, 323.

Gaget, E., & **Galewski, T.** (2020). Solution locale contre menace globale ? *Espaces Naturels*, 71, 46–47.

**Galewski, T.** (2019). Développement d'un indice en Provence-Alpes-Côte d'Azur. *Espaces Naturels*, NS, 51–53.

Perennou, C., Chazée, L., **Galewski, T.**, Geijzendorffer, I., & Guelmami, A. (2019). L'état des zones humides dans le monde et en Méditerranée. *Zones Humides Infos*, 97–98, 20–21.

Barnaud, G., & **Galewski, T.** (2008). Des marais au pays du matin calme ? *Zones Humides Infos*, 62, 21–22.

### Chapitres de livres

Blanchon, T., & **Galewski, T.** (2022). Bécasseau falcinelle - *Calidris falcinellus*. In *Atlas des oiseaux migrateurs de France* (Biotope / LPO / Publications scientifiques du Muséum, 1–2, p. 1200).

Perennou, C., Gaget, E., **Galewski, T.**, Geijzendorffer, I., & Guelmami, A. (2020). Chapter 11 - Evolution of wetlands in Mediterranean region. In M. Zribi, L. Brocca, Y. Tramblay, & F. Molle (Eds.), *Water Resources in the Mediterranean Region* (pp. 297–320). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-818086-0.00011-X>

Beck, N., & **Galewski, T.** (2019). L'agroécologie en Camargue. In *L'encyclopédie de la Camargue* (Blondel J, Barruol G, Vianet R, pp. 168–169). Buchet-Chastel.

**Galewski, T.** (2019). Evolution de l'avifaune en Camargue au cours des deux derniers

siècles. In *L'encyclopédie de la Camargue* (Blondel J, Barruol G, Vianet R, pp. 80–82). Buchet-Chastel.

Geijzendorffer, I. R., **Galewski, T.**, Guelmami, A., Perennou, C., Popoff, N., & Grillas, P. (2019). Mediterranean Wetlands: A Gradient from Natural Resilience to a Fragile Social-Ecosystem. In M. Schröter, A. Bonn, S. Klotz, R. Seppelt, & C. Baessler (Eds.), *Atlas of Ecosystem Services: Drivers, Risks, and Societal Responses* (pp. 83–89). Springer International Publishing. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-96229-0\\_14](https://doi.org/10.1007/978-3-319-96229-0_14)

### **Rapports à destination d'un large public**

Dragone, C., & **Galewski, T.** (2023). Indice région vivante : Comment évolue la biodiversité en Provence-Alpes-Côte d'Azur ? [2000-2021] (p. 22). ARBE.

Champagnon, J., Georget, N., Mallet, P., Kayser, Y., **Galewski, T.**, & Bechet, T. (2023). Atténuation et prévention des dégâts causés par les grues cendrées sur les cultures en Camargue. Rapport final pour la Fondation Prince Albert 2 de Monaco (p. 11). Tour du Valat.

Lisena, A., Halbedel, S., Pierron, P., Pothier, F., Francart, C., Nalbone, O., Pittet, C., Clair, M., Ruiz, D., Viciano, K., & **Galewski, T.** (2021). *Réussir l'aménagement de son territoire en préservant sa biodiversité aquatique. Des pistes d'action pour se lancer !* (p. 8). ARBE.

**Galewski, T.**, Segura, L., Aminian Biquet, J., Sacson, E., & Boutry, N. (2021). *Living Mediterranean Report – Monitoring species trends to secure one of the major biodiversity hotspots.* (p. 20). Tour du Valat. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.15878.29763>

Convention on Wetlands, Courouble, M., Davidson, N., Dinesen, L., Fennessy, S., **Galewski, T.**, Guelmami, A., Kumar, R., McInnes, R., Perennou, C., Rebelo, L.-M., Robertson, H., Lorena, S.-C., Simpson, M., & Stroud, D. (2021). *The Global Wetland Outlook: Special Edition 2021* (p. 51). Secretariat of the Convention on Wetlands. [https://static1.squarespace.com/static/5b256c78e17ba335ea89fe1f/t/61b8a904f3ceb458e9b5ca44/1639491853578/Ramsar+GWO\\_Special+Edition+2021%E2%80%93ENGLISH\\_WEB.pdf](https://static1.squarespace.com/static/5b256c78e17ba335ea89fe1f/t/61b8a904f3ceb458e9b5ca44/1639491853578/Ramsar+GWO_Special+Edition+2021%E2%80%93ENGLISH_WEB.pdf)



Groupe régional d'experts sur le climat en Provence-Alpes-Côte d'Azur, (GREC PACA), Dulac, J., Vignon, C., Charbonnel, E., Bonet, R., Imberdis, L., Chavy, D., Peirache, M., Champagnon, J., **Galewski, T.**, Nicault, A., Colombo, R., & Girard, V. (2021). *Des impacts visibles du changement climatique sur la biodiversité en Provence-Alpes-Côte d'Azur / Groupe régional d'experts sur le climat en Provence-Alpes-Côte d'Azur*, (p. 16). Observatoire de la biodiversité en Provence-Alpes-Côte d'Azur., [http://www.observatoire-biodiversite-paca.org/files/biodiversite\\_et\\_cc\\_orb\\_paca\\_bd.pdf](http://www.observatoire-biodiversite-paca.org/files/biodiversite_et_cc_orb_paca_bd.pdf)

Cebrian D., Bourlion N., Malak D.A., Aikas K., Alcázar E., Belmont J., Descroix-Comanducciv F., Mar M., Fouchy K., Gaget E., **Galewski T.**, Garavaglia V., Geijzendorffer I., Grimes S., Guelmami A., et al. 2020. *Chapter 3: Biodiversity and ecosystem services*. In : United Nations Environment Programme , Mediterranean Action Plan , Plan Bleu , editors. *State of the Environment and Development in the Mediterranean* . Plan Bleu Regional Activity Centre. p.83–118

Mallet, P., **Galewski, T.**, & Béchet, A. (2020). Impact de l'agriculture biologique sur la biodiversité dans un contexte de zone humide (p. 20). Tour du Valat.

Geijzendorffer, I., Chazée, L., Gaget, E., **Galewski, T.**, Guelmami, A., & Perennou, C. (2018). *Mediterranean wetlands outlook 2: Solutions for sustainable Mediterranean wetlands*. Secretariat of the Ramsar Convention.

Birdlife International. (2017). Ecosystem Profile: Mediterranean Basin Biodiversity Hotspot (p. 309). CEPF. [*je suis parmi les auteurs de ce rapport*]

**Galewski, T.**, & Dragone, C. (2017). Indice Région Vivante: comment évolue la biodiversité en Provence-Alpes-Côte d'Azur (p. 16). ARPE PACA.

Gardner, R. C., Barchiesi, S., Beltrame, C., Finlayson, C., **Galewski, T.**, Harrison, I., Paganini, M., Perennou, C., Pritchard, D., Rosenqvist, A., & Walpole, M. (2015). *State of the World's Wetlands and Their Services to People: A Compilation of Recent Analyses* (SSRN Scholarly Paper 2589447). Social Science Research Network. <https://doi.org/10.2139/ssrn.2589447>

**Galewski, T.**, Berger, J., & Rufray, X. (2015). *Field protocol for monitoring waterbirds on Kangping Wolong Lake (China)*. Biotope / Tour du Valat.

Kayser, Y., Blanchon, T., **Galewski, T.**, Gauthier-Clerc, M., Poulin, B., Thibault, M., & et al. (2014). *Compte-rendu ornithologique Camargue-Crau-Alpilles pour les années 2007-2012*. Tour du Valat & SNPN/Réserve Nationale de Camargue.

**Galewski, T.** (2013). La biodiversité des zones humides méditerranéennes (p. 4). Tour du Valat.

Chazée, L., Beltrame, C., **Galewski, T.**, & Perennou, C. (2013). *Identité de l'Observatoire des zones humides méditerranéennes*. Tour du Valat / MedWet.

**Galewski, T.** (2012). *Biodiversity: Status and trends of species in Mediterranean wetlands* (p. 52). Tour du Valat. <http://biblioteca.cehum.org/handle/123456789/1011>

Beltrame, C., Chazée, L., **Galewski, T.**, & Perennou, C. (2012). Mediterranean Wetlands Outlook. First Mediterranean Wetlands Observatory report – Synthesis for decision makers - (p. 72). Tour du Valat.

Beltrame, C., Chazée, L., **Galewski, T.**, & Perennou, C. (2012). Mediterranean Wetlands Outlook. First Mediterranean Wetlands Observatory report - Technical report - (p. 128). Tour du Valat.

Doğa Derneği / Birdlife International. (2010). *Ecosystem Profile: Mediterranean Basin Biodiversity Hotspot* (p. 251). CEPF. [*je suis parmi les auteurs de ce rapport*]

**Galewski, T.** (2008). Towards an observatory of Mediterranean wetlands. Evolution of biodiversity from 1970 until today (p. 27). Tour du Valat.

**h-index (au 5/03/2024) : 14 ; Citations = 1171**

## COMMUNICATIONS

---

*La première personne indiquée a donné la présentation.*

### **Orateur invité à des conférences internationales et nationales**

**Galewski, T., & Dragone, C.** (2023, June 27). *Comment se porte la biodiversité en Provence-Alpes-Côte d'Azur ? Mise à jour de l'Indice Région Vivante.* les webinaires - 1 Heure pour comprendre et agir, online.

**Galewski, T., & Dragone, C.** (2023, June 21). *L'Indice Région Vivante.* Séminaire interPNR "Biodiversité et Forêts mûres," Vassieux-en-Vercors.

**Galewski, T., Billé, R., & Guelmami, A.** (2022, November 30). *Identifying the best potential zones for restoration: from regional mapping to local opportunities.* Riverine and coastal wetlands for biodiversity conservation, climate adaptation and climate change mitigation, online.

**Galewski, T.** (2022, November 11). *Les zones humides face au changement climatique.* Chengdu Youth Mobilization for Environment, online.

**Galewski, T., & Dami, L.** (2022, September 11). *Migratory waterbird populations in Africa-Eurasia in the face of climate change: inter-country NGO's alliances in favor of wetlands.* COP Ramsar, événement parallèle organisé par l'Agence nationale des Eaux et Forêts (Maroc) et l'Agence Française de Développement, Genève.

**Galewski, T.** (2022, June 16). *Présentation des activités de la Tour du Valat.* Echanges inter-parcs France et Costa Rica, PNR Camargue.

**Galewski, T.** (2022, June 14). *Preserving Mediterranean wetlands to address global societal, climate and environmental challenges [Key note].* 17th Society of Wetland Scientists - Europe Chapter conference, Arles, France.

**Galewski, T., Boutry, N., Biquet, J., Saccon, E., & Segura, L.** (2021, September 27). *Le rapport Méditerranée Vivante.* Journée du GREC-SUD "biodiversité littorale et petites îles méditerranéennes face au changement climatique," Iles du Frioul, Marseille.

**Galewski, T., Boutry, N., Saccon, E., Biquet, J., & Segura, L.** (2021, September 6). *Le Rapport Méditerranée Vivante*. Conférence Biodiversité à l'attention du Conseil Départemental des Bouches-du-Rhône, Marseille.

**Galewski, T., Leviol, I., & Gaget, E.** (2021, June 15). *Biodiversity in Mediterranean wetlands: State, threats and solutions* [Key note]. SOCIETY OF WETLANDS SCIENTISTS EUROPE CHAPTER – ANNUAL MEETING – JUNE, 15-17TH 2021 (online).

**Galewski, T.** (2021, February 24). Mediterranean Wetlands Observatory: Activity report 2019-2020. MedWet/Com14, online.

**Galewski, T.** (2021, February 2). *Synergies with the Mediterranean Wetlands Observatory*. Presentation of the CREW observatory web platform on the Italian and Croatian coastal wetlands, online.

**Galewski, T., Guelmami, A., Perennou, C., Gaget, E., & Geijzendorffer, I.** (2019, October 21). *Les zones humides méditerranéennes: Enjeux et perspectives*. 9ème session internationale pour des Initiatives pour l'Avenir des Grands Fleuves, Zhengzhou, Chine.

**Galewski, T., Gaget, E., Guelmami, A., Perennou, C., & Geijzendorffer, I.** (2019, June 3). *An outlook of the state of Mediterranean wetlands*. SUMMER SCHOOL SUSTAINABLE GOVERNANCE OF MEDITERRANEAN WETLANDS Wetland Contracts as voluntary agreements for stakeholder engagement and empowerment, Caorle, Italie.

**Galewski, T., & Dragone, C.** (2017, September 26). *Indice Région Vivante*. CSRPN, Aix-en-Provence.

**Dami, L., & Galewski, T.** (2017, May 19). *Evolution des populations d'oiseaux d'eau des zones humides méditerranéennes*. 9èmes journées internationales Oiseaux d'eau et zones humides, Khenifra, Maroc.

**Galewski, T.** (2017, May 13). La biodiversité des zones humides méditerranéennes: Menaces et Solutions. Conférences LPO-PACA, Vitrolles.

**Galewski, T.** (2014, November 6). *Les zones humides méditerranéennes: Etat, tendances et perspectives*. GREAT Med Regional Involvement Event, Marseille, France.

**Galewski, T.** (2014). *Utiliser la science pour préserver et restaurer les zones humides du bassin méditerranéen*. Conférence sur la Biodiversité co-organisée par l'Agence Française pour le Développement et le Ministère chinois des Finances, Pékin, Chine.

Jalbert, J., & **Galewski, T.** (2014, March 20). Evolution des populations de vertébrés des zones humides méditerranéennes. Mobiliser les connaissances pour une conservation efficace. 8èmes journées internationales Oiseaux d'eau et zones humides, Marrakech, Maroc.

**Galewski, T.** (2009). Evolution de la biodiversité des zones humides méditerranéennes de 1970 à nos jours. Festival de l'Oiseau, Saintes-maries de la mer.

### **Présentations à des conférences internationales et nationales**

Gazaix, A., Grillas, P., **Galewski, T.**, & Lansdown, R. (2023). *Towards a Mediterranean Wetland Plant Red List Index – Call for mediterranean botanists implication*. 4th Mediterranean Plant Conservation Week, Valencia, Spain.

Verniest, F., **Galewski, T.**, Gaget, E., Boutron, O., Dami, L., Guelmami, A., Julliard, R., Willm, L., Mediterranean Waterbird Network, & Le Viol, I. (2023, July 24). *Exposure of Mediterranean wetlands to sea-level rise: a threat to wintering waterbirds* [Poster]. International Congress for Conservation Biology (ICCB) 2023, Kigali, Rwanda.

Verniest, F., Le Viol, I., Gaget, E., Dami, L., Guelmami, A., Julliard, R., Mediterranean Waterbird Network, & **Galewski, T.** (2023, July 24). *Where to protect to anticipate the effects of climate warming and natural habitat conversion on waterbird communities?* International Congress for Conservation Biology (ICCB) 2023, Kigali, Rwanda.

Verniest, F., Le Viol, I., Gaget, E., Julliard, R., Guelmami, A., Mediterranean Waterbird Network, & **Galewski, T.** (2023, June 19). *Strengthening the Mediterranean protected areas network to facilitate the thermal adjustment of waterbird communities to future climate warming*. Workshop « Climate change and Good Environmental Status (GES) », Tunis, Tunisie.

Champagnon, J., Georget, N., Béchet, A., **Galewski, T.**, Kayser, Y., Mallet, P. (2023, March 27). *Atténuation et prévention des dégâts causés par les grues cendrées sur les cultures*

*en Camargue - restitution de l'étude* [Oral presentation]. Atelier sur les interactions agriculture et grues cendrées en Camargue, Réserve du Scamandre, Saint Gilles.

Béchet, A., Mallet, P., & **Galewski, T.** (2022, November 17). *Agriculture et Biodiversité en Camargue: Accompagner les producteurs vers l'adoption de pratiques propices à la biodiversité*. Réunion d'information du réseau d'agriculteurs impliqués dans les projets Alpina-Savoie et Fondation de France, Tour du Valat, Arles, France.

Verniest, F., Popoff, N., Gaget, E., Dami, L., Suet, M., Le Viol, I., & **Galewski, T.** (2022, October 26). *Le manque de protection des zones humides d'importance internationale pour les oiseaux d'eau en Méditerranée*. Webinaire Wetlands de la Ligue pour la Protection des Oiseaux (LPO), en ligne.

Etayeb, K., Azafzaf, H., **Galewski, T.**, & Dami, L. (2022, September 28). *An update from the Mediterranean Waterbirds Network (MWN) with a focus on gaps in the Ramsar network*. MOP8 AEWA, Budapest, Hungary.

Verniest, F., Popoff, N., Gaget, E., Dami, L., Suet, M., & **Galewski, T.** (2022, April 4). *Gaps in the Mediterranean RAMSAR network*. 22nd Conference of the European Bird Census Council (EBCC), Lucerne, Suisse.

**Galewski, T.**, Boutry, N., Sacson, E., Biquet, J., & Segura, L. (2022, February 6). *Effondrement de la biodiversité: Où en sommes-nous dans le bassin méditerranéen?* Journée Portes Ouvertes de la Tour du Valat / Journée Mondiale des Zones Humides, Tour du Valat, Arles, France.

**Galewski, T.**, & Cebrian, Daniel. (2021, August 9). *Recent evidence of biodiversity collapse in the Mediterranean region: Which solutions to implement?* IUCN World Conservation Congress, Marseille, France.

**Galewski, T.**, Panigada, S., Hogg, K., & Hawwa H. (2021, August 9). *Pathways to making peace with nature in the Mediterranean - Panel 1: Addressing challenges*. IUCN World Conservation Congress, Marseille, France.

Verniest, F., **Galewski, T.**, Julliard, R., & Le Viol, I. (2021, August, 2-6). *The exposure of Mediterranean key biodiversity areas to climate change and land-use modifications using CMIP6 future scenarios*. 2021 Annual Meeting of the Ecological Society of America, Long Beach, USA (online).

Mallet, P., Béchet, A., **Galewski, T.**, Mesléard, F., Hilaire, S., Lefebvre, G., Poulin, B., & Sirami, C. (2021). Different components of landscape complexity are necessary to preserve multiple taxonomic groups in intensively-managed rice paddy landscapes [Poster]. BES-SFE<sup>2</sup>, Ecology Across Borders, Liverpool, England.

Mallet, P., Béchet, A., **Galewski, T.**, Mesléard, F., Hilaire, S., Lefebvre, G., Poulin, B., & Sirami, C. (2021). Différentes composantes de la complexité du paysage sont nécessaires pour préserver la biodiversité dans les paysages riziocoles intensifs. Rencontres d'Écologies des Paysages, Rennes, France.

Arslan, D., Ernoul, L., Béchet, A., Guelmami, A., Döndüren, O., Siki, M., & **Galewski, T.** (2021, April 21). *Determination of avian biodiversity changes in Gediz Delta from 1980s-2018 using literature and expert knowledge*. Biological and cultural diversity in the context of European vulnerable ecosystems.

**Galewski, T.** (2020, November 28). *Conservation des oiseaux d'eau dans le bassin méditerranéen*. Colloque MIGRATION 2020, online.

Verniest, F., **Galewski, T.**, Julliard, R., & Le Viol, I. (2020, November 23). Quelle exposition des zones clés pour la biodiversité aux changements climatiques et d'usage des sols à l'échelle du bassin méditerranéen ? Colloque Climat et Impacts, Paris, France (en ligne).

Grillas, P., Lansdown, R., & **Galewski, T.** (2020, May 25). *The status of biodiversity in Mediterranean wetlands*. SWS Europe Chapter Meeting, Wageningen, The Netherlands.

Geijzendorffer, I., **Galewski, T.**, Guelmami, A., & Borie, M. (2019, July 12). *Les zones humides méditerranéennes – enjeux et perspectives*. Le rôle de la Tunisie dans le défi de la préservation des zones humides de la Méditerranée, Tunis, Tunisie.

Geijzendorffer, I., **Galewski, T.**, Borie, M., Hermeloup, C., & Jalbert, J. (2019, June 19). *European leadership in the Mediterranean – does it stop at the borders?* The EU Biodiversity Strategy beyond 2020 - Research insights and needs for biodiversity and ecosystem services in Europe, Ghent, Belgium.

Gaget, E., & **Galewski, T.** (2019, April 8). Conservation of wintering waterbirds in the Mediterranean: State, threats and effectiveness of conservation measures. Bird Numbers 2019, EBCC, Evora, Portugal.

Gaget, E., Leviol, I., Jiguet, F., & **Galewski, T.** (2019). How wintering waterbird communities adjust to climate warming along a gradient of land use change? Bird Numbers 2019, EBCC, Evora, Portugal.

Lansdown, R., Grillas, P., **Galewski, T.**, & Ioannis, B. (2019, October 2). *Conservation of Mediterranean wetland plants*. Optima, Athènes, Grèce.

**Galewski, T.**, Guelmami, A., Perennou, C., Borie, M., & Geijzendorffer, I. (2018, November 18). *Solutions for sustainable Mediterranean wetlands*. COP14 Convention on Biological Diversity, Sharm El Sheikh, Egypte.

Geijzendorffer, I., **Galewski, T.**, Guelmami, A., Borie, M., & Perennou, C. (2018, October 21). *Mediterranean Wetlands Outlook 2 - Solutions for sustainable Mediterranean wetlands*. COP13, Convention on Wetlands (Ramsar), Dubai, Emirats Arabes Unis.

Gaget, E., **Galewski, T.**, Le Viol, I., Jiguet, F., & Guillemain, M. (2018). *Hunting management is more powerful than climate warming to drive distribution of the Mediterranean wintering duck species*. 5th Pan-European Duck Symposium, Great Cumbrae, Scotland.

Fraixedas, S., Ribeiro-Lopes, S., **Galewski, T.**, & Geijzendorffer, I. (2018). *Assessing the resilience of ecosystem functions in Mediterranean wetlands*. 5th European Congress of Conservation Biology. <https://doi.org/10.17011/conference/eccb2018/107708>

Gaget, E., **Galewski, T.**, Jiguet, F., & Le Viol, I. (2017). *Modélisation de la tendance de population d'oiseaux d'eau en Méditerranée*. CIS Stats, Lyon, France.

Gaget, E., **Galewski, T.**, Jiguet, F., & Le Viol, I. (2017). *How species protection status can impact climate change analysis*. FJ Rocheton, Paris, France.

**Galewski, T.** (2017, April 27). *Evolution de l'avifaune de Camargue du 18ème siècle à nos jours*. Rencontres scientifiques, chasseurs et gestionnaires, Arles.

Gaget, E., **Galewski, T.**, Jiguet, F., & Le Viol, I. (2016). *Wintering in a global warming context: The response of waterbird communities of the Mediterranean flyway*. Birds in a changing world, EBCC, Halle, Germany.



Gaget, E., Galewski, T., Jiguet, F., & Le Viol, I. (2016). Wintering in a global warming context: long term consequences for waterbird community assemblages in the Mediterranean basin. Mediterranean Conservation Science, Arles, France.

Gaget, E., Galewski, T., Jiguet, F., & Le Viol, I. (2016). Wintering in a global warming context: long term consequences for waterbird communities in the Mediterranean basin [Poster]. EcoSummit, Montpellier, France.

Gaget, E., Galewski, T., Jiguet, F., & Le Viol, I. (2016). From research to key-messages for decision-makers: The response of waterbirds to climate change in the Mediterranean. SFE, Marseille, France.

**Galewski, T.** (2016). *Historique des oiseaux de Camargue*. Journée Mondiale des Zones Humides / Portes Ouvertes de la Tour du Valat, Tour du Valat, Arles.

**Galewski, T., & Devictor, V.** (2015). When common birds became rare: Historical records shed light on long-term responses of bird community to global changes in the largest French wetland. 27TH INTERNATIONAL CONGRESS FOR CONSERVATION BIOLOGY 4TH EUROPEAN CONGRESS FOR CONSERVATION BIOLOGY, Montpellier, France.

Bernard, M., Beltrame, C., Le Viol, I., & Galewski, T. (2015). *30 years of land-use dynamics in the coastal Mediterranean wetlands*. 27TH INTERNATIONAL CONGRESS FOR CONSERVATION BIOLOGY 4TH EUROPEAN CONGRESS FOR CONSERVATION BIOLOGY, Montpellier, France.

Chazée, L., Beltrame, C., **Galewski, T.**, Guelmami, A., & Perennou, C. (2015). *Mediterranean Wetlands Observatory: An Observatory to monitor and manage Wetlands: lessons learned from the Mediterranean*. COP12, Convention on Wetlands (Ramsar), Punta del Este, Uruguay.

**Galewski, T.** (2013). Birds as indicators to monitor the state of Mediterranean wetlands. 19th. EBCC Conference, Cluj, Romania.

Perennou, C., Beltrame, C., **Galewski, T.**, Chazée, L., & Guelmami, A. (2013). An Observatory for Monitoring Mediterranean Wetlands. *Proceedings MedCoast Conference*. Marmaris, Turkey.

Brochet, A.-L., **Galewski, T.**, & Gauthier-Clerc, M. (2013, March 28). *Les suivis des oiseaux d'eau pour la conservation des zones humides méditerranéennes*. 18e Forum des Gestionnaires, Paris.

**Galewski, T.**, & Jalbert, J. (2012, September 6). *Mediterranean wetlands: State and trends*. IUCN World Conservation Congress, Jeju, Republic of Korea.

**Galewski, T.** (2012, May 10). *Les oiseaux d'eau en Méditerranée: Conservation, Tendances, Menaces*. Festival de la Camargue, Le Sambuc, Arles.

Beltrame, C., **Galewski, T.**, Perennou, C., & Chazée, L. (2009). Indicators for the Observatory of Mediterranean Wetlands. *MedCoast 09. Proceedings of the 9th International Conference on the Mediterranean Coastal Environment*, 79–90.

**Galewski, T.** (2008, October 29). *Trends in vertebrate populations of Mediterranean wetlands*. COP10, Convention on Wetlands (Ramsar), Changwon, Republic of Korea.

Lebarbenchon, C., **Galewski, T.**, Poitevin, F., & Montgelard, C. (2005). *Phylogeography of the weasel (Mustela nivalis) in the West Palearctic* [Poster]. 9th International Mammalogical Congress, Sapporo, Japan.

**Galewski, T.**, Tilak, M. K., & Douzery, E. J. (2005). *The molecular time scale of hystricognath rodents: Have Tertiary climatic changes triggered diversification?* 9th International Mammalogical Congress, Sapporo, Japan.

**Galewski, T.** (2008, January 21). *Progress on the EDIT bioinformatic toolbox*. Symposium "Future trends of Taxonomy," Carvoeiro, Portugal.

**Galewski, T.**, Tilak, M. K., Paradis, E., & Douzery, E. J. (2005). *Mitochondrial or nuclear DNA to resolve the recent radiation of arvicoline rodents?* ALPHY (Alignment and Phylogeny), Montpellier, France.

## COMMUNICATION DANS LES MEDIAS

---

(Depuis 2016, articles de presse et autres communications citant directement mon travail ou correspondants à une interview)

(2016, 18 décembre). Camargue : les oiseaux ont subi un déclin plus important qu'on ne le pensait. *Sciences & Avenir*.

(2016, 19 décembre). Camargue : les oiseaux ont subi un déclin plus important qu'on ne le pensait. *Yahoo actualités*.

(2017, 18 avril). Populations d'oiseaux : un déclin plus important qu'estimé. *Espaces Naturels*.

(2017, 10 mai). Conférence « Biodiversité des zones humides ». *Ventilo*.

(2018, 30 mars). Le suivi de la biodiversité a désormais son propre indice régional. *www.lagazettedescommunes.com*.

(2018, 07 avril). La faune à la loupe. *France 3 Provence-Alpes-Côte d'Azur*.

(2018, 10 avril). Biodiversité en Paca attention danger. *La Provence*.

(2018, 19 avril). L'indice région vivante pour mesurer la biodiversité à échelle régionale. *www.journaldelenvironnement.net*.

(2018, 11 mai). Biodiversité : l'indice qu'il faut prendre en compte. *L'Avenir Côte d'azur*.

(2018, 04 juillet). Biodiversité : 30% des populations d'oiseaux ont disparu depuis 15 ans. *BFM*.

(2018, 04 juillet). Biodiversité : 30% des populations d'oiseaux ont disparu depuis 15 ans. *RMC Infos*.

(2018, 24 octobre). Climat : il est encore temps de sauver les oiseaux. *Le Figaro*.

(2018, 24 octobre). Climat : il est encore temps de sauver les oiseaux. *fr.news.yahoo.com*.

(2018, 24 octobre). Oiseaux : les espèces protégées s'adaptent mieux aux changements climatiques. *www.actu-environnement.com*.

(2018, 01 novembre). Entre 1970 et 2018, 48% des terres humides méditerranéennes ont disparu. *www.webmanagercenter.com*.

(2018, 02 novembre). Disparition de la biodiversité : l'agriculture mise en cause. *www.agrapresse.fr*.

(2018, 05 novembre). Près de la moitié des zones humides du bassin méditerranéen ont disparu depuis 1970, un bilan qui nous force à agir. *www.lpo.fr*.

(2018, 28 novembre). Le comportement des oiseaux d'Europe. *Pour la Science*.

(2018, 07 décembre). Les conventions environnementales internationales facilitent l'adaptation des oiseaux au changement climatique. *www.zones-humides.org*.

(2019, 12 mai). Euro-Méditerranée: Pour une Convention de Ramsar encore plus efficace dans sa lutte pour la conservation des zones humides méditerranéennes. *euro-mediterranee.blogspot.com*.

(2019, 10 juillet). Camargue : les agriculteurs misent sur la filière bio pour préserver la biodiversité et le milieu naturel. *France 3 régions*.

(2019, 10 juillet). Alpina Savoie renforce ses garanties. *RIA*.

(2019, 07 août). Nouveauté : Alpina Savoie lance sa nouvelle gamme de pâtes Bio de France sans pesticides. *www.tokster.com*.

(2019, 25 septembre). Alpina Savoie oeuvre pour la biodiversité en Camargue. *Les Marchés*.

(2019, 15 novembre). Alpina Savoie s'engage pour la restauration des écosystèmes. *Les marchés hebdo*.

(2019, 15 novembre). Alpina Savoie s'engage pour la restauration des écosystèmes. *lesmarches.reussir.fr*.

(2019, 18 novembre). Restauration de la biodiversité : Alpina Savoie met la main à la pâte. *Zepros métiers resto*.

(2020, 21 janvier). Alpina-Savoie soutient un programme de recherche sur la biodiversité. *Industries des céréales*.

(2020, 24 janvier). Protéger les habitats naturels facilite l'adaptation des oiseaux d'eau au changement climatique. *www.actu-environnement.com*.

(2020, 04 février). Un programme pour concilier agriculture et préservation des zones humides. *Réussir Grandes Cultures*.

(2020, 26 février). Alpina Savoie, Entreprise du Patrimoine Vivant et engagée. *cuisine-et-des-tendances.com*.

(2020, 14 mars). Les sites Ramsar efficaces pour protéger les oiseaux d'eau. *Midi Libre*.

(2020, 30 mars). « Le fait que le climat se réchauffe crée de nouvelles pressions de sélection naturelle ». *www.actu-environnement.com*.

(2020, 20 avril). Les sites Ramsar sont efficaces pour protéger les oiseaux hivernants de Méditerranée. *www.zones-humides.org*.

(2020, 02 mai). Les oiseaux face à la dégradation des habitats et aux changements climatiques. *Le magazine du chien de chasse*.

(2020, 10 juin). Dégradation des habitats naturels et changement climatique : Une combinaison de menaces majeures pour les populations d'oiseaux. *Science & Univers*.

(2020, 06 juillet). Les oiseaux d'eau en Méditerranée. Mesurer leur réponse au changement climatique. *Le Courrier de la Nature*.

(2020, 20 juillet). Info presse : Alpina Savoie les premiers résultats de l'étude 'Agriculture et biodiversité'. *www.espacedatapresse.com*.

(2020, 05 septembre). Arles : l'agriculture bio, bouclier protecteur de la biodiversité en Camargue. *viàOccitanie*.

(2021, 05 janvier). Chronique Tour du Valat. *Radio Ecclessia*.

(2021, 04 mars). Zones humides : quel rôle pour les entreprises ? *www.zones-humides.org*.

(2021, 20 mai). Combien y a-t-il d'oiseaux sur la planète ? *le Figaro*.

(2021, 07 juin). Des chercheurs pointent l'« effondrement » de la biodiversité en Méditerranée en 30 ans. *AGENCE FRANCE PRESSE ECONOMIQUE*.

(2021, 07 juin). Des chercheurs pointent l'« effondrement » de la biodiversité en Méditerranée en 30 ans. *AGENCE FRANCE PRESSE MONDIALE*.

(2021, 07 juin). Des chercheurs pointent l'« effondrement » de la biodiversité en Méditerranée en 30 ans. *techniques-ingenieur.fr*.

(2021, 07 juin). Un « effondrement » de la biodiversité en mer Méditerranée en 30 ans. *ouest-france.fr*.

(2021, 07 juin). France: des chercheurs pointent l'« effondrement » de la biodiversité en Méditerranée en 30 ans. *MEDIAPART*.

(2021, 07 juin). Des chercheurs pointent l'« effondrement » de la biodiversité en Méditerranée en 30 ans. *sudouest.fr*.

(2021, 07 juin). La biodiversité en Méditerranée s'est effondrée en trente ans, alertent des chercheurs. *Franceinfo*.

(2021, 07 juin). Des chercheurs pointent l'« effondrement » de la biodiversité en Méditerranée en 30 ans. *monaco-matin*.

(2021, 07 juin). Des chercheurs pointent l'« effondrement » de la biodiversité en Méditerranée en 30 ans. *nice-matin*.

(2021, 07 juin). Des chercheurs pointent l'« effondrement » de la biodiversité en Méditerranée en 30 ans. *Quotidien*.

(2021, 07 juin). La biodiversité en Méditerranée s'est effondrée en trente ans, alertent des chercheurs. *planet.fr*.

(2021, 07 juin). Des chercheurs pointent l'« effondrement » de la biodiversité en Méditerranée en 30 ans. *laprovence.com*.

(2021, 07 juin). Méditerranée : Des scientifiques alertent sur un « effondrement » de la biodiversité. *20minutes.fr*.

(2021, 07 juin). En trente ans, la biodiversité s'est « effondrée » en Méditerranée. *lesechos.fr*.

(2021, 07 juin). Méditerranée : Des scientifiques alertent sur un « effondrement » de la biodiversité. *LA CROIX*.

(2021, 07 juin). Méditerranée : Des scientifiques alertent sur un « effondrement » de la biodiversité. *France 24*.

(2021, 07 juin). Méditerranée : Des scientifiques alertent sur un « effondrement » de la biodiversité. *TV5MONDE*.

(2021, 07 juin). La biodiversité meurt en Méditerranée, voici comment la sauver. *huffingtonpost.fr*.

(2021, 07 juin). Méditerranée : Des scientifiques alertent sur un « effondrement » de la biodiversité. *Boursorama*.

(2021, 07 juin). Méditerranée : Des scientifiques alertent sur un « effondrement » de la biodiversité. *actu.fr*.

(2021, 07 juin). Des chercheurs pointent l'« effondrement » de la biodiversité en Méditerranée en 30 ans. *actualites-du-jour.eu*.

(2021, 07 juin). Des chercheurs pointent l'« effondrement » de la biodiversité en Méditerranée en 30 ans. *corsematin.com*.

(2021, 07 juin). Un « effondrement » de la biodiversité en mer Méditerranée en 30 ans. *maville.com* (n.b. 75 articles sur le rapport "Méditerranée vivante" ont été publiés sur les sites web *maville.com*).

(2021, 07 juin). Des chercheurs pointent l'« effondrement » de la biodiversité en Méditerranée en 30 ans. *RTL INFO*.

(2021, 07 juin). En 30 ans, la biodiversité de la Méditerranée s'est effondrée: "La plupart des espèces subissent de plein fouet les effets de l'activité humaine et du changement climatique". *dhnet.be*.

(2021, 07 juin). La biodiversité en Méditerranée s'est effondrée en 30 ans. *radio-canada.ca*.

(2021, 07 juin). Des scientifiques alertent sur l'effondrement de la biodiversité en Méditerranée. *RTS*.

(2021, 07 juin). Méditerranée : Des scientifiques alertent sur un « effondrement » de la biodiversité. *msn.com*.

(2021, 07 juin). La biodiversité en Méditerranée s'est effondrée en trente ans, alertent des chercheurs. *free.fr*.

(2021, 07 juin). Méditerranée: des chercheurs pointent l'« effondrement » de la biodiversité en 30 ans. *actu.orange.fr*.

(2021, 07 juin). Méditerranée: des chercheurs pointent l'« effondrement » de la biodiversité en 30 ans. *RTL INFO*.

(2021, 07 juin). En 30 ans, la biodiversité en Méditerranée s'est « effondrée ». *moustique.be*.

(2021, 07 juin). La biodiversité meurt en Méditerranée, voici comment la sauver. *msn.com*.

(2021, 07 juin). Biodiversity in the Mediterranean has collapsed in 30 years. *News in 24 english*.

(2021, 07 juin). Serious warning of biodiversity collapse in the Mediterranean. *UAENews*.

(2021, 07 juin). Biodiversity in the Mediterranean has experienced a "collapse" in 30 years. *Libya Press*.

(2021, 07 juin). Biodiversidade do Mediterrâneo sofreu "colapso" em 30 anos. *publico.pt*.

(2021, 07 juin). Biodiversidade do Mediterrâneo sofreu "colapso" em 30 anos. *beachcam.meo.pt*.

(2021, 07 juin). Biodiversidade do Atlântico sofreu "colapso" em 30 anos. *OBSERVADOR*.

(2021, 07 juin). Biodiversidade do Atlântico sofreu "colapso" em 30 anos. *SAPO*.

(2021, 07 juin). Biodiversidade do Atlântico sofreu "colapso" em 30 anos. *Rádio Renascença*.

(2021, 07 juin). Biodiversidade do Atlântico sofreu "colapso" em 30 anos - Estudo. *SÁBADO*.

(2021, 07 juin). Biodiversidade do Atlântico sofreu "colapso" em 30 anos. *Impala*.

(2021, 07 juin). Biodiversidade do Atlântico sofreu "colapso" em 30 anos. *Visão*.

(2021, 07 juin). Biodiversitatea din Marea Mediterană, grav amenințată cu dispariția. Cercetătorii anunță o puternică „prăbușire” în ultimii 30 de ani. *digi24.ro*.

(2021, 07 juin). Cercetatorii francezi dezvaluie o "prabusire" a biodiversitatii din Mediterana in ultimii 30 de ani. *Ziare.com*.

(2021, 07 juin). Cercetătorii francezi dezvăluie o "prăbușire" a biodiversității din Mediterana în ultimii 30 de ani. *Radio România*.

(2021, 07 juin). Marea Mediterană se confruntă cu o 'prăbușire' a biodiversității sale, grav amenințată cu dispariția (raport). *BLACKNEWS*.

(2021, 07 juin). La biodiversité meurt en Méditerranée, voici comment la sauver. *fr.finance.yahoo.com*.

(2021, 07 juin). Méditerranée: des chercheurs pointent l'« effondrement » de la biodiversité en 30 ans. *JNEWS*.

(2021, 07 juin). Méditerranée: des chercheurs pointent l'« effondrement » de la biodiversité en 30 ans. *nouvellesduweb.com*.

(2021, 08 juin). La Méditerranée a connu un « effondrement » de sa biodiversité en 30 ans. *parismatch.be*.

(2021, 08 juin). Concluziile savanților: 'Prăbușire' a biodiversității în ultimii 30 de ani în Marea Mediterană. *stiripesurse.ro*.

(2021, 08 juin). Concluziile savanților: 'Prăbușire' a biodiversității în ultimii 30 de ani în Marea Mediterană. *stiri-covid19.eu*.

(2021, 08 juin). La Méditerranée a connu un « effondrement » de sa biodiversité en 30 ans. *GEO*.

(2021, 08 juin). La Méditerranée a connu un « effondrement » de sa biodiversité en 30 ans. *novethic*.

(2021, 08 juin). La biodiversité de la Méditerranée s'est effondrée en trois décennies. *OUEST FRANCE*.

(2021, 08 juin). En Méditerranée, la biodiversité au plus mal. *LE JOURNAL DE LA HAUTE MARNE*.

(2021, 08 juin). La biodiversité s'est« effondrée » en Méditerranée. *CORSE MATIN*.

(2021, 08 juin). La biodiversité meurt en Méditerranée, voici comment la sauver. *fr.news.yahoo.com*.

(2021, 08 juin). Méditerranée: des chercheurs pointent l'« effondrement » de la biodiversité en 30 ans. *leblob.fr*.

(2021, 08 juin). Alerte – La Méditerranée se vide de sa biodiversité ! *consoGlobe*.



(2021, 08 juin). Méditerranée: des chercheurs pointent l'« effondrement » de la biodiversité en 30 ans. *lecourrier.vn*.

(2021, 08 juin). Méditerranée: des chercheurs pointent l'« effondrement » de la biodiversité en 30 ans. *RCF RADIO*.

(2021, 08 juin). La Méditerranée connaît l'effondrement de la biodiversité le plus important au monde. *lematin.ma*.

(2021, 09 juin). La biodiversité s'est effondrée en Méditerranée depuis 30 ans. *futura-sciences.com*.

(2021, 07 juin). La Méditerranée a connu en 30 ans un "effondrement" de sa biodiversité. *NOVETHIC'INFO*.

(2021, 09 juin). Des chercheurs pointent l'effondrement de la biodiversité en Méditerranée en 30 ans. *30millionsdamis.fr*.

(2021, 09 juin). La biodiversité s'est effondrée en Méditerranée depuis 30 ans. *fr.finance.yahoo.com*.

(2021, 07 juin). Biodiversité en Méditerranée : 5 chiffres pour comprendre l'ampleur du désastre écologique. *NEON*.

(2021, 09 juin). La biodiversité s'est effondrée en Méditerranée depuis 30 ans. *Archipel Des Sciences*.

(2021, 09 juin). Biodiversité en Méditerranée : 5 chiffres pour comprendre l'ampleur du désastre écologique. *msn.com*.

(2021, 07 juin). La biodiversité s'est effondrée en Méditerranée depuis 30 ans. *portail.free.fr*.

(2021, 09 juin). Méditerranée : la biodiversité s'effondre, dont la moitié des écosystèmes marins. *Midi Libre*.

(2021, 11 juin). Méditerranée : la biodiversité s'effondre, dont la moitié des écosystèmes marins. *Midi Libre*.

(2021, 11 juin). Méditerranée : la biodiversité s'effondre, dont la moitié des écosystèmes marins. *actualites-du-jour.eu*.

(2021, 12 juin). La Méditerranée subit un effondrement de sa biodiversité. *Reporterre*.

(2021, 12 juin). Des chercheurs pointent l'effondrement de la biodiversité en Méditerranée en 30 ans. *Cap sur l'évasion Nautisme.com*.

(2021, 13 juin). La biodiversité menacée en Méditerranée. *LE COURRIER DE L'OUEST*.

(2021, 13 juin). La biodiversité menacée en Méditerranée. *LE MAINE LIBRE*.

(2021, 13 juin). La Méditerranée subit un effondrement de sa biodiversité. *Anti-K*.

(2021, 13 juin). La biodiversité s'est effondrée en Méditerranée ces 30 dernières années. *Yahoo*.

(2024, 14-20 juin). Méditerranée : une biodiversité « effondrée ». *LE PETIT BASTIAIS*.

(2021, 15 juin). Méditerranée : La biodiversité s'effondre mais on peut encore la sauver ! *dis-leur.fr*.

(2021, 17 juin). Effondrement de la biodiversité en Méditerranée. *L'ANTICAPITALISTE*.

(2021, 23 juin). Les poules expertes de la Méditerranée. *CHARLIE HEBDO*.

(2021, 23 juin). l'Espace Datapresse - Info Presse Alpina Savoie - Nouvelles méthodes agriculture x biodiversité. *Espace Datapresse*.

(2021, 23 juin). Pour le retour de la biodiversité dans les champs. *agglotv.com*.

(2021, 26 juin). « Le fait de cultiver en bio présente manifestement un avantage pour certains groupes d'animaux comme les araignées, les libellules et les oiseaux » Thomas Galewski. *J'agis pour nourrir demain*.

(2021, 20 juillet). Méditerranée : biodiversité en souffrance. *La Provence*.

(2021, 20 juillet). Etat de la biodiversité en mer Méditerranée. *RTL*.

(2021, 04 août). De l'épi à l'assiette, à la rencontre des acteurs qui donnent naissance à la gamme Bio de France Alpina Savoie. *espacedatapresse.com*.

(2021, 05 août). « Consommateurs, industriels, agriculteurs, nous sommes tous les acteurs d'un mouvement, nous pouvons tous ensemble chercher à faire mieux » Loïc Seuillerot. *j-agis-pour-nourrir-demain.fr*.

(2021, 03 septembre). À Marseille, Emmanuel Macron s'affiche en défenseur de la biodiversité marine. *La Croix*.

(2021, 03 septembre). Le bassin méditerranéen, un joyau de biodiversité à protéger d'urgence. *Le Figaro*.

(2021, 03 septembre). Océans : la menace biochimique. *Les Echos*.

(2021, 11 octobre). Pour la santé, pour l'environnement et pour le goût, la filière bio de France Alpina Savoie s'engage. *agglotv.com*.

(2022, 05 janvier). Restaurer la biodiversité. *J'agis pour nourrir demain*.

(2022, juin). La Méditerranée, une nouvelle mer morte ? *LA VIE HORS SERIE*.

(2022, 07 juillet). INFO PRESSE - ALPINA SAVOIE FAIT AVANCER LES PRATIQUES AGRICOLES (ETUDE). *espace datapresse*.

(2022, 26 août). Alpina Savoie, des pâtes zéro pesticide, pas même bio. *pleinchamp.com*.

(2022, 25 septembre). Un modèle agricole plus durable développé en Camargue. *laprovence.com*.

(2022, 26 septembre). En Camargue, Alpina déploie un Bio zéro pesticide. *lemondedesboulangers.fr*.

(2022, 16 novembre). Un Jour dans le Monde. *France Inter*.

(2022, 07 décembre). En Albanie, surpêche et tourisme de masse font s'effondrer la biodiversité. *Libération*.

(2023, 08 janvier). Méditerranée : Trop de zones clés menacées par l'homme et le réchauffement. *dis-leur.fr*.

(2023, 20 septembre). Anticiper les changements climatiques pour protéger la biodiversité des zones humides. *Le Progrès*.

(2023, 20 octobre). Biodiversité en PACA : l'ARBE publie la version mise à jour de l'Indice Région Vivante. *sauvonsleau.fr*.

(2023, 29 octobre). En Paca, des efforts qui portent leurs fruits. *La Marseillaise*.

(2023, 18 novembre). La Vie Publique : L'état de la biodiversité en PACA, avec l'Agence régionale de la biodiversité et de l'environnement. *RADIO RAM 05*.

## FINANCEMENTS ET SUBVENTIONS DE RECHERCHE

---

*Depuis 2013 et seulement les projets où j'ai investi un temps significatif (>20 jours par an). Les montants indiqués sont ceux versés à la Tour du Valat.*

2024-2027 : Co-porteur du projet ProZhum *Conserver et restaurer les zones humides en Méditerranée* soutenu par l'Agence Française pour le Développement. **2,000,000 €.**

2023-2025 : Co-porteur du projet Agriculture et biodiversité : *Accompagner les producteurs vers l'adoption de pratiques propices à la biodiversité Phase 2* soutenu par l'entreprise pastière Alpina-Savoie. **60,000 €.**

2023-2025 : Porteur du projet *Feu vert pour les zones humides côtières en Méditerranée* soutenu par la Fondation Prince Albert II de Monaco. **300,000 €.**

2022-23 : Partenaire du projet *Utilisation des parcelles agricoles en Camargue par la Grue cendrée. Conflits Homme – Faune sauvage* soutenu par la Fondation Prince Albert II de Monaco. **25,000 €.**

2022 : Co-porteur du projet *Soutien à l'Alliance Méditerranéenne pour les Zones Humides* soutenu par l'Office Français de la Biodiversité. **30,000 €.**

2021-2023 : Co-porteur du projet *Agro-écologie en Camargue : Quelles infrastructures écologiques pour améliorer les synergies entre biodiversité et production agricole ?* soutenu par la Fondation de France. **143,000 €.**

2021-22 : Porteur du projet *Construction de la seconde version de l'Indice Région Vivante* soutenu par l'Agence Régionale pour la Biodiversité et l'Environnement. **15,000 €.**

2021-22 : Porteur du projet *Plaider en faveur des zones humides côtières méditerranéennes, points chauds de biodiversité et solutions face à l'urgence climatique* soutenu par la Fondation Total Energies. **130,000 €.**

2019-2021 : Porteur du projet *Accompagner les producteurs vers l'adoption de pratiques propices à la biodiversité* soutenu par l'entreprise pastière Alpina-Savoie. **60,000 €.**

2018-2020 : Porteur du projet *Préservation des zones humides méditerranéennes* soutenu par la Fondation Total Energies. **100,000 €.**

2017-18 : Porteur du projet *L'observatoire des zones humides méditerranéennes : état et tendances en 2018* soutenu par la Fondation Prince Albert II de Monaco. **150,000 €.**

2016-17 : Porteur du projet *Vers un Indice Région Vivante en PACA* soutenu par l'Agence Régionale pour l'Environnement. **12,000 €.**

2015-16 : Partenaire du projet *Connaissances pour une meilleure gestion du Delta du Gediz* soutenu par la Région PACA. **100,000 €.**

2014-2016 : Co-porteur du projet *Observatoire des Zones Humides Méditerranéennes (OZHM) : nouvelles actions pour répondre aux nouvelles priorités* soutenu par la Fondation Total. **200,000 €.**

2014-15 : Partenaire des projets *Panjin and Wolong wetlands restoration* soutenu par l'Agence Française pour le Développement. **150,000 €** .

2013-15 : Partenaire du projet *Monitoring of waterbirds in North Africa* soutenu par le Critical Ecosystem Partnership Fund.

2013-14: Co-porteur du projet *L'observatoire des zones humides méditerranéennes : valorisation des premiers acquis et renforcement des suivis sur l'eau et les zones humides* soutenu par la Fondation Prince Albert II de Monaco. **120,000 €**.

Depuis 2013 : Subvention du Ministère de la Transition Ecologique à l'*Observatoire des Zones Humides Méditerranéennes*. **25,000 € par an**.

## ENSEIGNEMENT, FORMATION, ANIMATION SCIENTIFIQUE

---

### Enseignements

Galewski, T. (2023). Effondrement de la biodiversité : Où en sommes-nous dans le bassin méditerranéen ? [Cours 3h]. Master Agro-écologie ISARA, Avignon.

Galewski, T. (2022, January 19). When common birds became rare: Historical records shed light on long-term responses of bird community to global changes in the largest French wetland. [Cours 3h] Visite Etudiants AgroParisTech, Tour du Valat, Arles.

Galewski, T. (2020, November 24). Etudier, Protéger et Restaurer les Zones Humides Méditerranéennes [Cours 3h]. AgroParisTech.

Galewski, T. (2017, October 16). *Les oiseaux marqueurs des dynamiques territoriales*. [Cours 3h] Ecole d'Architecture de Lausanne.

Galewski, T., & Fontès, H. (2016 - 2024). *La réserve naturelle de la Tour du Valat - principes de gestion* [Cours 6h]. Etudiants 2ème année AgroSup Montpellier, Tour du Valat, Arles.

Galewski, T. (2016-2020). *Conservation des zones humides méditerranéennes* [Cours 3h]. Master Gestion de l'environnement, Université d'Aix-Marseille.

Galewski, T. (2013). *Zones humides et développement durable en Méditerranée* [Cours 3h]. Institut Agronomique Méditerranéen, Montpellier.

Galewski, T. (2004). *Morphologie, Diversité et Ecologie des Plantes* [Cours - 70h]. BTS Gestion et Protection de la Nature, Ecole Diderot, Montpellier.

Galewski, T. (2003). *Travaux pratiques et dirigés en Morphologie et Anatomie des Vertébrés* [Cours - 25h]. L2 Sciences de la Vie, Université de Montpellier.

## **Formations**

Galewski, T. (2022, June 1). *Les observatoires de biodiversité*. Délégation des directeurs de parcs nationaux du Maroc, Tour du Valat, Arles.

Galewski, T. (2020, January 20). *Evolution de la biodiversité en Camargue* [Formation]. Réseau d'Agriculteurs BIOSUD, Arles.

Galewski, T. (2020). *Management of wetlands for waterbirds* [Formation]. Members of DOGA DERNEGI / Birdlife Turkey, Izmir, Turkey.

Galewski, T. (2019, November 20). *Indicators to monitor biodiversity trends*. Members of the Mediterranean Alliance for Wetlands, Tour du Valat, Arles.

Galewski, T. (2019, November 14). *Conservation des oiseaux d'eau et des zones humides dans le bassin méditerranéen* [Formation]. Formations Fondation François Sommer à destination des gardes-chasse, Tour du Valat, Arles.

Caessteker, P., Champagnon, J., Mauclert, V., Cohez, D., Olivier, A., Galewski, T., Vittecoq, M., Fontes, H., Nicolas, D., Guillemain, M., Mondain-Monval, J.-Y., Defos Du Rau, P., Mathevet, R., Pierrard, D., Ropars, C., Tétrel, C., Gendre, T., Barré, N., & Lourenço, M. (2019-2023). *Chasse et Gestion des milieux humides : enjeux et intégration des activités humaines pour améliorer leur préservation* (Tour du Valat, OFB Fondation François Sommer).

Galewski, T. (2018). *La Camargue : une zone ornithologique majeure* [Formation]. Formation Fondation François Sommer à destination des gardes-chasse, Tour du Valat, Arles.

Galewski, T., & Dami, L. (2018). *Training to International Waterbird Census (11 days)* [Formation]. Young birdwatchers from 5 North African countries, Tunisia.

Galewski, T. (2017, November 8). *La Biodiversité des zones humides méditerranéennes: Etat, Menaces et Solutions* [Formation]. Formations Fondation François Sommer, Tour du Valat, Arles.

Galewski, T. (2015, November 23). *Status and trends of wetland species in the Mediterranean* [Formation]. Spoonbill network, Tour du Valat, Arles.

Galewski, T. (2015). *How to identify and count waterbirds?* [Formation]. Project of Ramsar designation, Kangping, Shenyang, China.

Galewski, T. (2013, September 10). *Monitoring and Evaluating the biodiversity of Mediterranean wetlands* [Formation]. Gestionnaires de zones humides d'Afrique du Nord.

### **Animation**

Depuis 2021 : Coordinateur du Thème « Interfaces Sciences-Société », une des 5 équipes du Programme de la Tour du Valat, totalisant 14 salariés (chefs de projets, chargés de recherche, chargés de mission et ingénieurs d'études) en 2024. L'animation de l'équipe représente 30% de mon temps de travail annuel.

2019-2023 : Coordinateur de l'Observatoire des Zones Humides Méditerranéennes, porté par la Tour du Valat et l'initiative MedWet pour les zones humides méditerranéennes regroupant notamment les représentants des gouvernements de 27 pays méditerranéens.

## Expertise et activités pour la collectivité

Depuis 2024 – Membre du Conseil Scientifique et Technique du Conservatoire des Espaces Naturels de PACA.

Depuis 2023 – Membre du Groupe Thématique de la Liste Rouge des Ecosystèmes auprès du Comité français de l’UICN et de PatriNat.

Depuis 2023 – Membre du Groupe Thématique « Milieux humides » auprès du Ministère de la Transition Ecologique

Depuis 2022 – Membre du Comité de Pilotage de L’Unité de Soutien Technique à l’AEWA auprès du Ministère de la Transition Ecologique

Depuis 2019 – Rapporteur du DOCOB sites Natura 2000 de Camargue auprès de la DREAL PACA et du PNR de Camargue.

Depuis 2018 - Membre de 5 comités de thèse (David Vallecillo, Joe Kelly, Dilara Arslan, Margaux Daval, Rose Rodier)

Depuis 2015 – Membre du Comité technique de l’Observatoire Régional de la Biodiversité – PACA auprès de l’Agence Régionale pour la Biodiversité et l’Environnement

2014, 2017 : Expert « zones humides méditerranéennes » dans le cadre des Séminaires biogéographiques Natura 2000 de la Commission Européenne

2012-2015 : Membre du Groupe Thématique sur le changement climatique et les oiseaux d’eau auprès du Secrétariat de la Convention sur les Espèces Migratrices.

2011-2013 : Membre du Groupe Thématique de la Liste Rouge des Ecosystèmes auprès de l’UICN (monde).

Depuis 2010 - Membre (suppléant) de l’*Advisory Committee* du *Critical Ecosystem Partnership Fund – Mediterranean Basin*.

2009-2012: Membre du Groupe Technique sur les indicateurs pour suivre les objectifs pris dans le cadre de la Convention sur la Diversité Biologique, auprès du *Biodiversity Indicator Partnership*.



Depuis 2003 – *Reviewer* pour de nombreux journaux scientifiques

## ENCADREMENT

---

### Encadrement de Postdocs

2017-2018: **SARA FRAIXEDAS** (financement LIFE Wetlands International). *Estimating long-term biodiversity trends in the Camargue* [co-encadrée avec Ilse Geijzenborffer]. Chercheuse au Centre for Ecological Research and Forestry Applications.

### Encadrement de Thèses

2023- **BARBARA BRICOUT** (financement Tour du Valat / Agence Française pour le Développement). Modèles d'imputation pour la biodiversité et les sciences écologiques : exemple des dénombrements d'oiseaux d'eau en Afrique du Nord. Co-encadrement avec Stéphane Robin, Sorbonne Université, Sophie Donnet INRAE MIA Paris-Saclay, Pierre Defos du Rau, OFB.

2019-2023 : **FABIEN VERNIEST** (financement Région Bretagne / Tour du Valat). *Les apports des méthodes d'évaluation de l'exposition aux changements climatiques et d'usage des sols à la planification des aires protégées – Le cas des oiseaux d'eau hivernant en Méditerranée.* **Co-encadrant principal (50%)** avec Isabelle Le Viol, MNHN. Co-encadrement avec Romain Julliard, MNHN. Postdoctorant au Centre de Recherche sur la Biologie des Populations d'Oiseaux, MNHN.

2019-2022 : **PIERRE MALLET** (financement Ministère de l'Agriculture et de l'Alimentation). *Rôle des infrastructures et des pratiques agroécologiques pour la conservation de la biodiversité dans les systèmes de grandes cultures en Camargue.* **Co-encadrant principal (33%)** avec Arnaud Béchet, Tour du Valat et Clélia Sirami, INRAE Dynafor. Co-encadrement avec François Mesléard, Tour du Valat. Chargé de mission « Espèces protégées » à la DREAL Bourgogne – Franche Comté.

2018-2022 : **DILARA ARSLAN** (financement Tour du Valat). *A comparative study of biodiversity between natural, urban and agriculture environments in the Gediz Delta, Turkey*. Pas dans l'encadrement officiel mais supervision d'un des 3 chapitres de sa thèse. Postdoctorante à la Czech University of Life Sciences, Department of Ecology (Prague).

2015-2018 : **ELIE GAGET** (financement Ecole Doctorale « Sciences de la nature et de l'Homme : évolution et écologie » MNHN – Sorbonne Université / Tour du Valat). *Importance des politiques de conservation pour faciliter l'ajustement des communautés d'oiseaux d'eau hivernants au réchauffement climatique en Méditerranée*. Co-encadrant principal (50%) avec Isabelle Le Viol, MNHN. Co-encadrement avec Frédéric Jiguet, MNHN. Chargé de recherche à la Tour du Valat (depuis septembre 2023).

### **Encadrement de Masters et Volontaires**

2022 : **NICOLAS GEORGET** (3ème année Agro Rennes-Angers). Impact des infrastructures agro-écologiques sur la biodiversité en Camargue. [encadrant principal : Pierre Mallet]. Ingénieur « agro-écologie » à Studéis.

2021 : **THOMAS DAGONET** (Master 1, EPHE, Montpellier). *Comment l'hétérogénéité paysagère influence l'avifaune patrimoniale des milieux agricoles camarguais ?* [encadrant principal : Pierre Mallet]. Technicien ornithologue à la Tour du Valat.

2021 : **NOLAN BOUTRY-THIVIN** (Volontaire en service civique). Construction de l'indice « Méditerranée Vivante ».

2021 : **JULIETTE MIGAIROU-LEPRINCE** (Master 2, AgroParisTech). *Diversification des exploitations agricoles et conditions d'émergence de l'agroécologie en Camargue*. [Co-encadrement avec Arnaud Béchet, Tour du Valat]. En thèse dans le Laboratoire d'Agronomie de l'Université de Paris-Saclay.

2021 : **AMAL CHANTOUFI** (Master 2, MNHN). Conséquences du développement de barrages sur la conservation des oiseaux d'eau hivernants dans la région méditerranéenne. [Encadrant principal: Fabien Verniest]. En thèse à Agroscope, Suisse.

2020 : **ELEONORA SACCON** (Volontaire européenne, Italie). Construction de l'indice « Méditerranée Vivante ». En thèse au NIOZ Royal Netherlands Institute for Sea Research, Pays-Bas.

2020 : **JULIETTE AMINIAN-BIQUET** (Volontaire en service civique). Construction de l'indice « Méditerranée Vivante ». En thèse à Universidade do Algarve, Portugal.

2018 : **NADÈGE POPOFF** (Volontaire en service civique). Analyse des lacunes dans le réseau de sites Ramsar du bassin méditerranéen. [Co-encadrement avec Elie Gaget, Tour du Valat]. Docteure en Ecologie, Cheffe de projet au pôle Ripisylve et Invasives à Aquabio.

2015 : **MARIANNE BERNARD** (Master 2, Sciences et Technologies du Vivant et de l'Environnement, Paris). Changements d'usage des sols et biodiversité : quels liens ? Le cas des communautés d'oiseaux hivernants des zones humides du bassin méditerranéen. [Co-encadrement avec Coralie Beltrame, Tour du Valat et Isabelle Le Viol, MNHN]. Docteure en Ecologie, Chargée de mission Agriculture et Forêt à l'OFB.

2015 : **THIBAUD GRAVEZ** (Master 2, EPHE). Living Wetland Index: Un indice pour mesurer l'état de santé de la biodiversité des milieux humides : son adaptation au bassin méditerranéen.

2013 : **HUGO TOUZÉ** (Master 1, IEGB, Montpellier). . Premier bilan après 20 ans de suivis : l'évolution du peuplement d'oiseaux d'eau sur deux sites majeurs du domaine de la Tour du Valat / Arles (13) de 1992 à 2012. Chargé d'affaires Environnement à ECR Environnement (bureau d'études).

2012 : **CAMILLE TREIHLES** (Master 2, IEG, Université Pierre et Marie Curie, Paris). *Les caractères écologiques d'une zone humide Ramsar influencent-ils sa conservation? L'exemple méditerranéen.* (Co-encadrement avec Coralie Beltrame, Tour du Valat). Conservatrice d'espaces naturels à la Fédération Départementale de Pêche de la Réunion.

2011 : **NASTASSJA KORICHI** (Master 2, Ecologie, Biodiversité, Evolution Paris-Sud Orsay). *Evolution de l'état de conservation des zones humides d'importance internationale en Méditerranée, 40 ans après l'adoption de la Convention Ramsar.* [Co-encadrement avec Coralie Beltrame, Tour du Valat]. Responsable des évènements à Cap'Com.

2010 : **KARSTEN SCHMALE** (Master 1, EPHE). Tendances des populations de vertébrés des zones humides méditerranéennes. Synthèse de données bibliographiques. Expert naturaliste international à son compte.

2004 : **LUCIE BITTNER** (Master 1, Evolution, Paris 6). L'APOB : un nouveau marqueur pour la phylogénie des rongeurs caviomorphes. Maitre de conférences à Sorbonne Université.

### **Supervision directe de personnels scientifiques et techniques :**

Depuis 2024 : **JANE BALLARD**. Cheffe de projet, Coordinatrice du Projet « Conservation et Restauration des zones humides méditerranéennes ».

Depuis 2023 : **ELIE GAGET**. Chargé de recherche « Biodiversité et Changement Climatique ».

Depuis 2021 : **VIRGINIE MAUCLERT**. Cheffe de projet, Coordinatrice du Pôle-relai Lagunes méditerranéennes.

Depuis 2021 : **LAURA DAMI**. Cheffe de projet, Coordinatrice du Réseau Oiseaux d'Eau Méditerranée.

Depuis 2020 : **LORENA SEGURA**. Cheffe de projet, Coordinatrice de l'Alliance Méditerranéenne pour les Zones Humides.

Depuis 2019 : **ANIS GUELMAMI**. Chef de projet, Coordinateur de l'Observatoire des Zones Humides Méditerranéennes.

Depuis 2019 : **CHRISTIAN PERENNOU**. Chef de projet, Responsable de l'Axe « Renforcement de capacités ».

2019-2020 : **MAUD BORIE**. Chargée de recherche, Coordinatrice de l'Alliance Méditerranéenne pour les Zones Humides.

## *Remerciements*

---

Je voudrais tout d'abord remercier les membres du jury de mon HDR qui ont accepté de relire ce travail malgré leur emploi du temps chargé. Le document est long, je m'en excuse d'avance, je pense néanmoins qu'il est facile à lire. Quoiqu'il en soit : merci !

Ce diplôme permet notamment d'apporter une reconnaissance au travail d'encadrement de jeunes chercheurs. Dans le cadre de mon poste de chef de projet, mes recherches n'auraient tout simplement jamais vu le jour si je n'avais pas collaboré avec tous ces étudiants motivés et passionnés de master et doctorats, je souhaite donc leur exprimer ma plus profonde gratitude.

L'encadrement de mes étudiants ne s'est généralement pas fait seul donc je remercie très chaleureusement mes collaborateurs de Paris, Concarneau, Toulouse, Avignon ou Montpellier. Ces expériences de co-encadrement ont été une réussite et je me réjouis à l'avance des collaborations futures.

Je tiens également à remercier mes collègues du thème Interfaces Sciences-Société qui ne sont pas chercheurs pour la plupart mais qui œuvrent tous les jours pour que des connaissances scientifiques objectives soient à la base des processus de décision.

Merci aussi à la direction de la Tour du Valat qui encourage le passage de l'HDR en libérant du temps, le nerf de la guerre ! je salue également la sagesse avec laquelle la barque (ou plutôt ce gros navire !) est menée depuis que je suis monté à bord.

Merci à tous mes collègues de la TdV qui font de cet institut un lieu de travail tout à fait à part. Le calme et la beauté de la nature dans laquelle nous sommes immergés contraste avec l'agitation des couloirs et des salles de réunion. Les journées de dur labeur sont par chance entrecoupées de longues discussions passionnées au coin café, d'oiseaux rares à cocher ou d'apéros arrosés au vin du Petit Saint Jean. Sans la Tour du Valat, les beaux paysages de Camargue ne seraient plus qu'une image d'Épinal, il serait temps que les grincheux s'en rendent compte.

J'aimerais mentionner les équipes qui ont accompagné mes premiers pas dans ma carrière de chercheur, à commencer par l'Institut des Sciences de l'Evolution à Montpellier. Mon arrivée dans cette ville a également signifié mon immersion dans une communauté naturaliste vibrante et très active, très connectée avec le monde académique. Ce n'est pas un hasard si j'ai souhaité passer cette HDR auprès de l'école doctorale GAIA.

J'en suis persuadé, une vie professionnelle réussie passe par une vie personnelle épanouie. J'ai la chance d'avoir été comblé sur les plans familial, amical, sentimental. Je n'ai pas non plus transigé sur mes passions qui occupent la plupart de mes week-ends et vacances. La vie est courte, profitons-en !

Merci donc à mes parents, ma famille, ce sont des livres d'animaux offerts à mes anniversaires (notamment ce fameux « Guide des oiseaux de Camargue »), ces balades pour ramasser les champignons et faire courir le chien, ces randonnées en montagne, ou encore ces parties de pêche en Corse qui ont suscité mon éveil à la nature.

Merci à toutes les personnes avec qui j'ai eu des moments de partage non-professionnels, souvent festifs, dans mes différents lieux de vie à Montpellier, Londres, Arles ou Viols-le-Fort. Lorsque le manque de confiance en notre espèce m'assaille (par exemple après ma revue de presse quotidienne), je repense à tous ces gens formidables et je me dis que ce sont leurs idéaux qui vaincront.

Enfin merci à mes compagnes et compagnons de vie les plus proches, avec qui les sujets de discussions et de rire ne sont jamais épuisés, les passions botaniques et photographiques partagées, l'oiseau rare sans cesse poursuivi...

## *Préambule*

---

Mon parcours en tant que chercheur n'est pas des plus linéaires. Je me suis dirigé vers des études de biologie pour une seule raison, ma passion pour la diversité du vivant. Cette passion est née à travers l'évasion procurée par des ouvrages naturalistes alors même que je grandissais dans un environnement urbain. Elle s'est pleinement accomplie lors de mon installation à Montpellier et la rencontre avec une communauté vibrante d'ornithologues, entomologistes et autres botanistes. C'est donc le modèle biologique qui motive mes recherches, je dois bien l'avouer.

Mon parcours reflète cette volonté de faire rejoindre travail et passion même si cela n'a pas toujours été simple. J'ai passé mon Diplôme d'Etudes Approfondies en 2002 à l'Université de Montpellier à une époque où les études en biologie de la conservation y étaient encore assez discrètes. J'ai donc choisi le sujet de stage proposé qui se rapprochait le plus de mes intérêts naturalistes : résoudre les relations de parenté entre les différentes espèces de rats épineux d'Amérique du Sud. J'ai poursuivi en thèse sur un sujet proche où la principale question de recherche était la résolution de radiations évolutives rapides chez les rongeurs, en utilisant de nouveaux marqueurs moléculaires et modèles de reconstruction phylogénétique. Ce doctorat aurait pu être avant tout une thèse en évolution moléculaire et bio-informatique mais j'ai choisi d'en faire une thèse en biogéographie. Ce choix, assez peu novateur, m'a sans doute coûté quelques publications dans de bonnes revues mais il m'a permis de toucher du doigt le lien entre changements d'habitats et traits écologiques des espèces. Je ne travaille plus à la même échelle temporelle mais mes recherches se basent finalement encore sur ces variables !

A la suite de cette thèse, j'ai enchaîné deux contrats de postdoctorat au Jardin Botanique de *Kew Gardens* puis à l'*Imperial College* à Silwood. J'y ai séquencé l'ADN de nombreuses espèces d'Angiospermes dans le but de cartographier les zones de diversité phylogénétique et envisager leur prise en compte dans la planification d'aires protégées. Si le projet en lui-même ne s'est pas poursuivi faute de financement, il m'a en revanche permis de côtoyer une communauté extraordinaire de biologistes de la conservation qui pratiquaient leur exercice comme j'en avais rêvé : terrain dans les forêts primaires de la *Mata Atlantica* ou les savanes du *Masai Mara*, sur des problématiques de déforestation ou sur la conservation du Guépard... J'ai aussi découvert alors les études en macro-écologie des équipes de Georgina Mace et Stuart

Butchart, qui établissaient un lien clair entre état de la biodiversité, activités anthropiques et politiques de conservation. Le temps était venu pour moi de rediriger ma carrière vers la conservation de la biodiversité.

C'est donc en 2008 que j'ai rejoint la Tour du Valat en tant que postdoctorant. Je dois cette prise de poste à mes connaissances naturalistes car la première mission qui m'a été confiée a consisté à créer une importante base de données sur les tendances d'abondance de Vertébrés à partir d'informations collectées dans la littérature scientifique (cf. *Living Planet Index*). Une fois mon poste pérennisé, mes activités ont été essentiellement celles d'un chef de projet en conservation : montage et animation d'un observatoire, construction d'indicateurs de biodiversité, participation aux COP des conventions internationales, rôle d'expert auprès d'ONG internationales pour compléter le réseau de *Key Biodiversity Areas* en Méditerranée, aide à la désignation d'un site Ramsar en Chine, réalisation d'une première liste rouge des plantes de zones humides de Méditerranée... J'ai réalisé au cours de ces années à quel point la parole du scientifique ne pesait pas lourd dans le processus de décision et que la biodiversité restait une préoccupation bien mineure pour la société. J'ai donc pris du temps pour vulgariser, communiquer et transférer.

J'ai renoué avec la recherche académique à partir de 2015 et la collaboration initiée avec Isabelle Le Viol du CESCO. A travers le travail de plusieurs étudiants en master et en thèse que nous avons encadrés tous les deux, j'ai pu mettre à profit mon expertise en ornithologie et en conservation des zones humides pour répondre à des questions de recherche en écologie des communautés. Depuis lors, j'ai un pied dans la conservation et un pied dans la recherche, un équilibre certes difficile à tenir mais au plus près de la mission de la Tour du Valat. Entre mes activités de chef d'équipe, chef de projet et chargé de recherche, le temps manque mais j'ai le sentiment que c'est de cette diversité d'activités que naît ma motivation quotidienne. La rédaction de cette Habilitation à Diriger les Recherches a été une excellente opportunité pour suspendre pendant plusieurs semaines cette course contre le temps et me recentrer sur mes activités passées et futures de chercheur en biologie de la conservation qui se fondent, avant tout, sur celles des étudiants avec qui j'ai la chance de travailler.



## *Liste des acronymes utilisés dans le manuscrit*

---

AEWA: African-Eurasian Waterbirds Agreement

CBD: Convention on Biological Diversity

CITES: Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora

CMS: Convention on Migratory Species

CSI: Community Specialisation Index

CTI: Community Temperature Index

CTR: Community Temperature Range

DIOE : Dénombrements Internationaux des Oiseaux d'Eau

DPSIR: Drivers – Pressures – State – Impact – Response

GIEC : Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat

IPBES: Intergovernmental Platform on Biodiversity and Ecosystem Services

KBA: Key Biodiversity Areas

LPI: Living Planet Index

OFB: Office Français de la Biodiversité

ONG : Organisation Non Gouvernementale

OSC : Organisation de la Société Civile

OZHM : Observatoire des Zones Humides Méditerranéennes

ROEM : Réseau Oiseaux d'Eau Méditerranée

UE : Union Européenne

UICN: Union Internationale pour la Conservation de la Nature

WWF: World Wide Fund for Nature

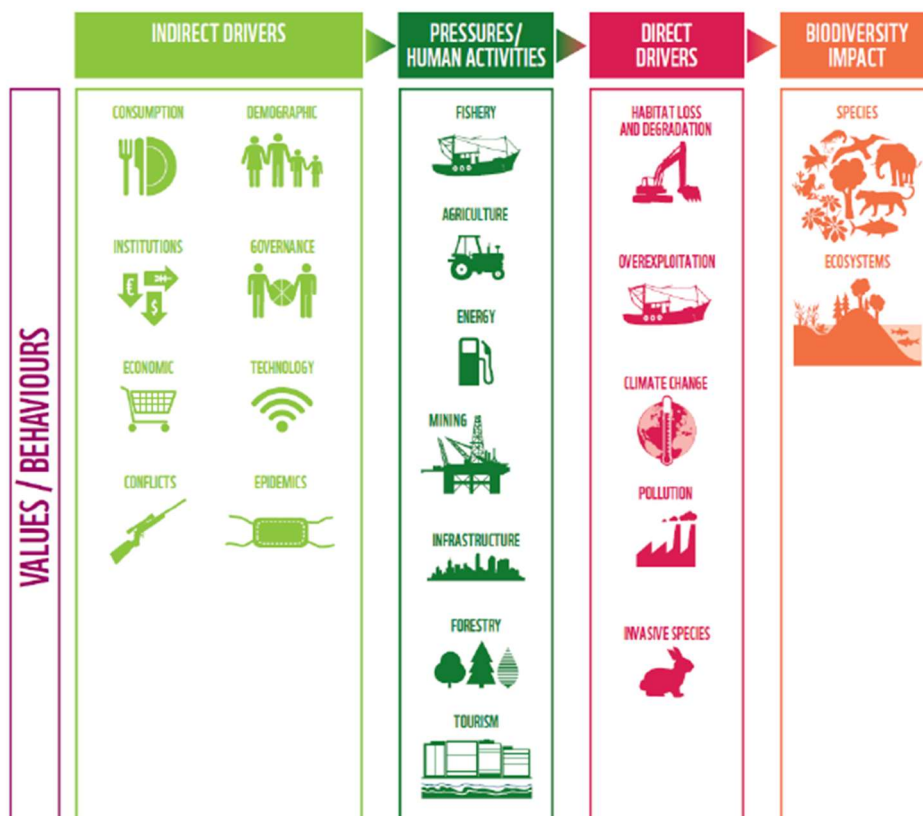
## *Chapitre 1 : Le contexte dans lequel s'inscrivent mes recherches*

---

### **1. Le lien entre recherche et conservation de la biodiversité**

#### **1.1. L'effondrement de la biodiversité**

Le taux d'extinction est actuellement 100 à 1000 fois supérieur à celui calculé au cours des temps géologiques (Mora et al., 2011 ; Pimm et al., 2014). Une espèce sur cinq pourrait disparaître dans les prochaines décennies (IPBES, 2019) alors même que nous sommes très loin de les avoir toutes décrites (Larsen et al., 2017). Des espèces autrefois communes accusent un déclin marqué avec des conséquences majeures sur le fonctionnement des écosystèmes (Baker et al., 2019). Les facteurs directs de perte de biodiversité (surexploitation des ressources naturelles, perte et dégradation des habitats, espèces invasives, changement climatique, pollution...) sont pourtant le résultat de nos activités notamment agricoles, de pêche, de gestion forestière, de production d'énergie, d'exploitation minière ou bien encore de transports (Figure 1). Ces activités sont elles-mêmes régies par des forces motrices ou « facteurs indirects » d'ordre démographique, socio-économique, institutionnel, technologique qui les ont rendues de moins en moins soutenables pour les espèces et les écosystèmes à l'échelle globale.



**Figure 1.** Facteurs directs de déclin de la biodiversité causés par les pressions et activités humaine, elles-mêmes engendrées par des facteurs indirects de perte de la biodiversité. Figure extraite de WWF (2020).

## 1.2. L'émergence d'un mouvement pour conserver la biodiversité

La société a réagi face à l'érosion de la biodiversité. Le mouvement moderne de conservation de la biodiversité trouve ses racines à la fin du 19<sup>ème</sup> siècle dans le nord-ouest de l'Europe et en Amérique du Nord. C'est à cette époque que furent créées les premières organisations non-gouvernementales de conservation de la nature telles que la *Royal Society for the Protection of Birds* (1889) et le *National Trust* (1895). La première loi de protection de la nature (pour la préservation des oiseaux marins en Grande Bretagne en 1869) ainsi que le premier parc national (Yellowstone aux Etats-Unis en 1872) sont contemporains de cette période. Ce mouvement ne prit une grande ampleur qu'à partir des années 1960-1970, la conservation de la nature devenant alors une préoccupation mondiale et l'écologie apparaissant dans le paysage politique (Carson

et al., 2002 ; Doyle et al., 2016 ; Rodary et Milian, 2009). La société civile s'est alors davantage mobilisée et a créé une multitude d'organisations non gouvernementales environnementales aux modes d'action variés (ex : *The Nature Conservancy* 1951, le *World Wide Fund for Nature* 1961, *Greenpeace* 1971, *Sea Sheperd* 1977, *Conservation International* 1987) mais avec un objectif commun : celui de conserver la nature et les espèces sauvages.

C'est en réponse à ce mouvement qu'une majorité d'Etats a ratifié des accords internationaux les engageant à mettre en œuvre des politiques de conservation : Convention sur les zones humides (1971), Programme des Nations Unies pour l'Environnement (1972), Convention sur le Patrimoine mondial (1972), Convention sur le commerce international des espèces de faune et de flore sauvages menacées d'extinction (CITES ; 1973), Convention de Bonn sur les espèces migratrices (1979) pour n'en citer que certaines. L'un des traités majeurs est la Convention sur la diversité biologique (CBD) adoptée en 1992 lors du Sommet de la Terre à Rio de Janeiro dont l'objectif est de développer des stratégies nationales pour la conservation et l'utilisation durable de la biodiversité et un accès et un partage équitable des ressources génétiques. En 2010, puis en 2022, les parties à cette convention se sont mises d'accord pour fixer des objectifs quantifiés de réduction des facteurs de déclin de la biodiversité et de promotion d'actions de conservation, tel que l'objectif bien connu de 30 % de la planète protégée d'ici 2030 (CBD, 2022).

### **1.3. La biologie de la conservation en appui à la conservation de la biodiversité**

Les scientifiques se sont rapidement mobilisés eux aussi autour de la question du déclin de la biodiversité. La première conférence internationale de biologie de la conservation s'est tenue à San Diego en 1978 et a jeté les bases de ce nouveau champ de recherche (Douglas, 1978) : combler le fossé entre la biologie de l'évolution et l'écologie théoriques d'une part et la pratique de la conservation d'autre part (Soulé et Wilcox, 1980). La biologie de la conservation s'est rapidement élargie à de nombreuses autres disciplines des sciences naturelles et sociales (Dyke, 2008 ; Meffe et al., 2006 ; Soulé, 1986). Régulièrement décrite comme une science de la crise (Barbault, 1997 ; Soulé, 1985), la biologie de la conservation cherche des solutions à des problèmes de conservation importants, par exemple en identifiant les populations, espèces ou écosystèmes en déclin, en déterminant les causes de leur déclin et en proposant des

moyens pour y remédier (Barbault, 1997). La biologie de la conservation est aujourd'hui une discipline académique reconnue qui dispose de plusieurs revues internationales et de filières académiques qui lui sont dédiées.

A partir des années 1990, les biologistes de la conservation ont été de plus en plus nombreux à reconnaître que les résultats de leurs recherches n'avaient aucune utilité s'ils n'étaient pas traduits en politiques efficaces (Meffe et Viederman, 1995). Conscients que la prise de décision aux niveaux local, national ou international se basaient insuffisamment sur les connaissances scientifiques (Sutherland et al., 2004), les chercheurs se sont mobilisés pour transférer les résultats de leurs recherches vers le reste de la société. En parallèle, ils ont cherché à combler les déficits de connaissance, par exemple en œuvrant ou plaidant pour un renforcement des capacités scientifiques dans les pays en développement (Rands et al., 2010), là où sont situés les principaux réservoirs de biodiversité. De nombreux mécanismes d'interfaces entre sciences, politiques et société se sont créés en réponse à ces besoins, favorisant les échanges entre les mondes académique, institutionnel et de la société civile, afin de motiver les changements politiques nécessaires à la conservation de la biodiversité. Le plus connu est l'*Intergovernmental Platform on Biodiversity and Ecosystem Services* (IPBES), établi en 2012, et souvent présenté comme le pendant, pour la biodiversité, du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC) (Perrings et al., 2011).

## **2. Le besoin d'interfaces sciences-société pour les zones humides méditerranéennes**

### **2.1. Importance des zones humides pour la biodiversité**

Il est admis que les zones humides ont une importance disproportionnée pour la biodiversité (**Ramsar Convention on Wetlands, 2018**) bien qu'il n'existe pas d'estimations du nombre d'espèces qui dépendent de ces écosystèmes. Pour les lacs et cours d'eau seuls, Strayer et Dudgeon (2010) avancent le chiffre de 125 000 espèces animales, soit 9,5% des espèces animales et 25% des vertébrés décrits sur Terre alors que ces écosystèmes ne couvrent que 0,8% de la surface du globe et ne représentent que 0,01% du volume d'eau présent sur Terre. Seules les espèces aquatiques d'eau douce ont été prises en compte dans leur calcul, rendant cette estimation très

incomplète puisque les zones humides recouvrent des habitats beaucoup plus diversifiés (voir encadré 1) et que beaucoup d'espèces terrestres et marines en dépendent également pour accomplir leur cycle de vie.

En focalisant sur le phylum des chordés, il est possible de fournir des estimations plus précises. La quasi-totalité des espèces de ce taxon a été évaluée dans le cadre de la liste rouge des espèces menacées de l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature (UICN) et certains traits écologiques, notamment ceux liés à l'habitat, ont été renseignés. Les autres phylums animaux (arthropodes, mollusques, cnidaires...) et règnes (Plantes et Champignons notamment) ont été évalués beaucoup plus partiellement avec en général une entrée par ordre ou par écosystème qui pourrait biaiser les résultats en faveur ou en défaveur des espèces de zones humides. En interrogeant cette base de données<sup>1</sup>, on apprend que 26034 espèces de chordés sur les 60220 évaluées habitent au moins une catégorie de zone humide, soit 43.2% des espèces.

#### **Encadré n°1 : Définition(s) des zones humides**

Il n'existe pas de définition unique d'une zone humide. La plus consensuelle revient à décrire les zones humides comme des écosystèmes inondés ou saturés par l'eau de manière permanente ou temporaire. Les définitions écologiques (ex : Smardon, 2014) précisent que les zones humides se distinguent par la présence d'un sol hydrique (saturé en eau, conditions anaérobiques) et d'hydrophytes (plantes aquatiques). D'autres décrivent les zones humides comme des écotones entre les écosystèmes terrestres et les systèmes aquatiques (Mitsch, 2019 ; Basset et al., 2013), excluant de ce fait les plans d'eau. La Convention de Ramsar a adopté une définition beaucoup plus large puisque les plans d'eau, les cours d'eau, les zones humides d'origine artificielle, les récifs coralliens et les zones marines de moins de 6 mètres de

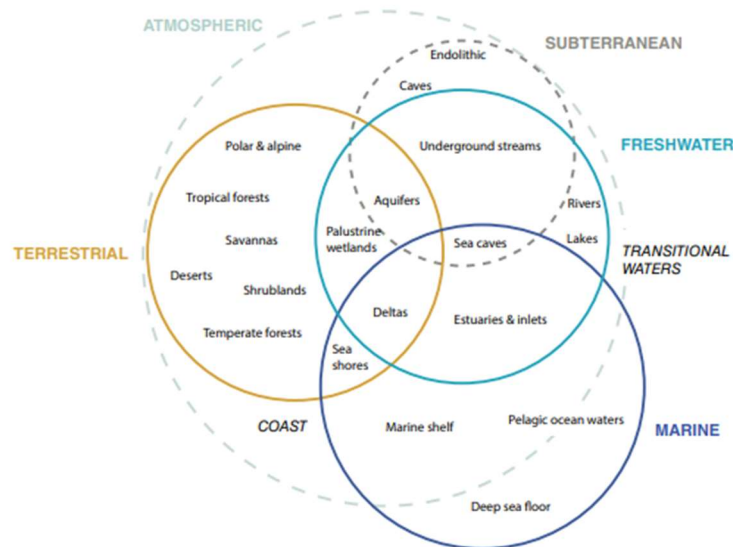
---

<sup>1</sup> *J'ai considéré comme zone humide tous les habitats inclus dans les catégories de la classification d'habitats UICN "Wetlands - inland",*

*"Marine Intertidal", "Marine Coastal/Supratidal", "Artificial Aquatic/Marine" et pour la catégorie "Marine Neretic" les sous-catégories "Coral reef" et "Estuaries". Requête faite le 21/07/2023 sur <https://www.iucnredlist.org/search>*

profondeur sont explicitement considérées comme des zones humides. Les habitats terrestres et marins qui sont ripariens (ex : forêt alluviale), côtiers (ex : plage) ou ceinturés par une zone humide (ex : îlot) sont considérés également comme des zones humides. La Convention de Ramsar ayant directement ou indirectement influencé mes recherches, c'est cette définition que j'ai choisi d'utiliser.

Cette difficulté à définir les zones humides se retrouve dans les classifications des écosystèmes comme celle établie par l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature qui est largement utilisée par les acteurs de la conservation (<https://www.iucn.org/resources/conservation-tool/iucn-global-ecosystem-typology>). Les zones humides se retrouvent dans tous les biomes (Figure 2) et éclatées entre de nombreux écosystèmes (16 sur les 24 écosystèmes mondiaux définis), une situation très différente des forêts ou des déserts par exemple.



**Figure 2.** Variation continue et états de transition (en italique) entre domaines et biomes. Des zones humides se retrouvent dans tous les biomes et dans les domaines de transition. Figure tirée de Keith et al. (2020).

## 2.2. Déclin des zones humides et de leur biodiversité

Il existe une abondante littérature scientifique documentant le déclin des zones humides à l'échelle mondiale (Alongi, 2002 ; Gedan et al., 2009 ; Lotze et al., 2006 ; Tockner et Stanford, 2002) ou régionale (ex : Xu et al., 2019). Toutes catégories de zones humides confondues, les chiffres les plus couramment cités parlent d'une diminution moyenne de 35% de leur superficie entre 1970 et 2015 (Darrah et al., 2019) et de 87% depuis le début du 18<sup>ème</sup> siècle (Davidson, 2014). Une étude récente avance cependant des pertes globales beaucoup moins importantes, de l'ordre de 20% de perte nette entre 1700 et 2020, et explique la différence avec l'estimation de Davidson (2014) par une meilleure représentation des régions arctiques et subarctiques où les zones humides ont été relativement épargnées (Fluet-Chouinard et al., 2023). Ces études s'accordent toutefois sur un taux de perte plus important en Europe, en Chine et aux Etats-Unis sur le temps long, mais qui s'est fortement accéléré en Amérique latine et en Afrique sur la période récente.

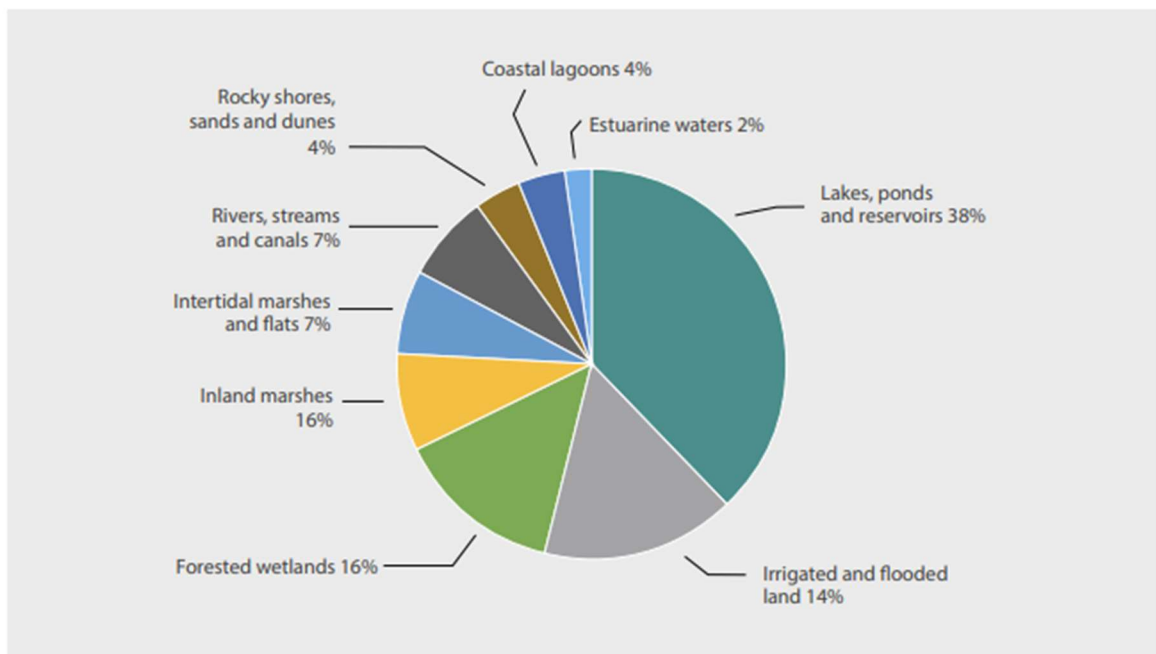
Logiquement, les espèces associées aux zones humides accusent elles aussi un déclin majeur, estimé à -83% (moyenne des tendances d'abondance spécifiques) chez les vertébrés d'eau douce entre 1970 et 2018 (WWF, 2022), bien supérieur à celui observé chez les vertébrés des biomes terrestre et marin. Leur mauvais état de conservation est confirmé par les évaluations de la Liste Rouge de l'UICN avec pratiquement tous les taxons inféodés aux zones humides franchissant le seuil de 10% d'espèces mondialement menacées et largement plus chez les reptiles, crustacés, mollusques, ou encore les lycopodes et fougères (Collen et al., 2014 ; **Ramsar Convention on Wetlands, 2018**).

## 2.3. Les zones humides méditerranéennes

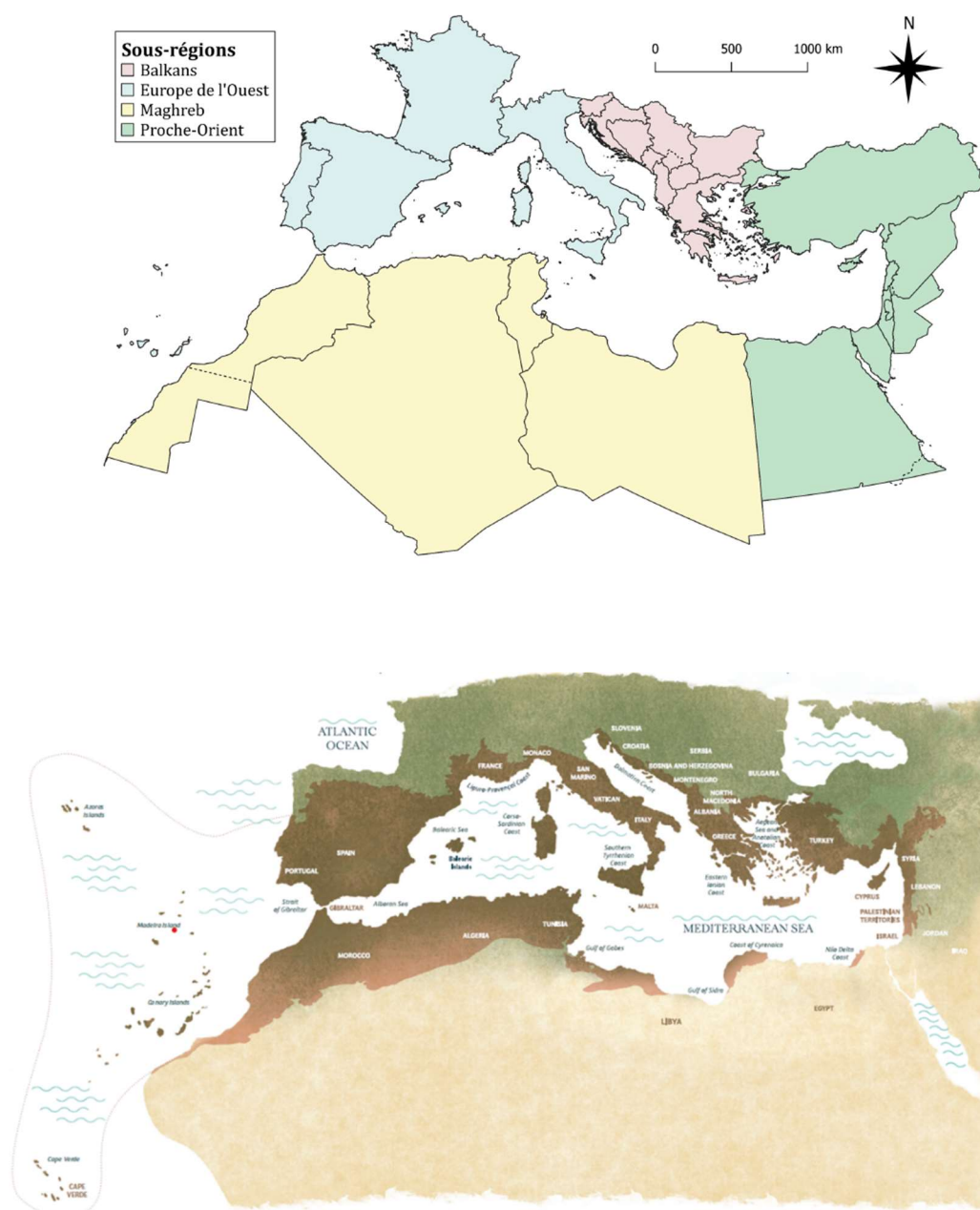
Comme nous le verrons dans les paragraphes suivants, les zones humides méditerranéennes bénéficient de nombreuses attentions de la part du monde de la conservation. Le qualificatif « méditerranéennes » ne renvoie pas à une typologie de zones humides mais à leur origine géographique : le bassin méditerranéen. Les zones humides de cette région incluent des habitats très largement répartis ailleurs dans le monde : deltas, lacs, ripisylves, marais d'eau douce et saumâtres, cours d'eau, lagunes côtières, estuaires, zones intertidales, réservoirs artificiels, zones agricoles inondées...



(Figure 3). Une part importante des zones humides de cette région subit cependant des contraintes climatiques similaires, à savoir la saison la plus chaude (l'été) qui coïncide avec la saison la plus sèche, ce qui est une caractéristique des climats méditerranéens. Les limites du bassin méditerranéen sont toutefois très variables en fonction de la définition adoptée (climatique, géopolitique, ou biogéographique, Figure 4) et mes étudiants, mes collaborateurs et moi-même avons parfois jonglé d'une définition à l'autre en fonction des objectifs de nos études.



**Figure 3.** Importance relative (en superficie) des différents habitats humides cartographiés dans les pays de la moitié nord du bassin méditerranéen (d'après Trombetti et al., 2022).



**Figure 4.** (Haut) La région méditerranéenne définie par l'adhésion des pays membres de l'Initiative pour les zones humides méditerranéennes MedWet et ses quatre sous-régions telles que définies par l'Observatoire des Zones Humides Méditerranéennes (Geijzenborffer et al, 2018). Les frontières contestées sont représentées en pointillés. Les frontières indiquées sur cette carte n'impliquent pas l'approbation ou l'acceptation officielle par nos organisations. (Bas) Le point chaud de biodiversité (zone en marron foncé et comprise entre les pointillés) tel que défini par Mittermeier et al. (2004).

Le bassin méditerranéen est parfois présenté comme un triple point-chaud : de biodiversité, de changement climatique et de tensions socio-économiques (Guiot et Cramer, 2021). La région est en effet reconnue comme un *hotspot* mondial de biodiversité, en raison du nombre d'espèces, du taux d'endémisme et parce que cette biodiversité exceptionnelle subit des pressions anthropiques fortes (Myers et al., 2000). On y recense environ 25 000 espèces de plantes soit 10% des espèces mondiales et le taux d'endémisme atteint 40% chez les reptiles par exemple (**Birdlife International, 2017**). Malheureusement, une forte démographie et des choix politiques favorisant des secteurs économiques à fort impact environnemental (tourisme balnéaire, commerce international, énergie, agro-industrie) sont à l'origine d'un déclin massif des espèces et des écosystèmes méditerranéens (United Nations Environment Programme / Mediterranean Action Plan & Plan Bleu, 2020) à travers la conversion des terres, les prélèvements d'eau, la pollution, la surpêche et les espèces envahissantes (**Galewski et al., 2021**). En ce qui concerne le changement climatique, la région méditerranéenne se réchauffe plus vite que la moyenne mondiale, avec une température déjà supérieure de 1,5 °C aux niveaux pré-industriels (Spagnuolo et al., 2022), soit 0,4 °C de plus que la moyenne mondiale (MedECC, 2020). Les projections suggèrent une aridification d'une grande partie de la région d'ici la fin du siècle (Drobinski et al., 2020) tandis que l'élévation du niveau de la mer aura des répercussions fortes dans une région où un tiers de la population humaine vit sur la côte (United Nations Environment Programme / Mediterranean Action Plan & Plan Bleu, 2020). Enfin, la région méditerranéenne est marquée par un écart de richesse Nord-Sud parmi les plus grands au monde. Son économie est de surcroît particulièrement vulnérable aux crises économiques mondiales auxquelles s'ajoutent des problèmes inhérents à la région tels que l'instabilité politique, les conflits (notamment religieux) et la crise migratoire.

Parce que l'eau est une ressource rare et convoitée (United Nations Environment Programme / Mediterranean Action Plan & Plan Bleu, 2020) et parce que ces écosystèmes sont majoritairement distribués sur une étroite bande côtière (Trombetti et al., 2022) où se concentrent les pressions, les zones humides méditerranéennes sont très impactées par la situation socio-économique et l'évolution climatique de la région (MedECC, 2020). Ces milieux jouent pourtant un rôle majeur non seulement en tant qu'habitats pour une proportion importante de la biodiversité endémique et menacée du *hotspot* du bassin méditerranéen, mais aussi pour les services qu'elles fournissent - stockage et purification de l'eau, sources d'énergie hydraulique - sur lesquels reposent une part importante de l'économie des pays méditerranéens. Leur capacité à stocker le carbone, réguler des flux d'eau ou encore freiner le recul du trait de côte font de

surcroît des zones humides une source de « Solutions fondées sur la Nature » pour lutter contre le changement climatique et ses effets (ex : Thorslund et al., 2017).

#### **2.4. La conservation des zones humides méditerranéennes**

L'histoire de la conservation des zones humides trouve une partie de ses racines dans le bassin méditerranéen. Parmi les premiers lanceurs d'alerte sur la disparition à large échelle de ces milieux figurent des ornithologues tels que François Bourlière et Luc Hoffmann, tous deux bien sûr très impliqués dans la station biologique de la Tour du Valat. A l'initiative de Luc s'est tenue en 1962 la conférence MAR qui a préfiguré le premier constat scientifiquement objectivé de la destruction des zones humides en Europe et en Afrique du Nord (Hoffmann, 1964). C'est également à cette occasion qu'est née l'idée d'une convention internationale dédiée à la préservation des zones humides en tant qu'habitats pour les oiseaux d'eau. Elle s'est concrétisée en 1971 dans la ville iranienne de Ramsar. En ratifiant la convention de Ramsar, les pays (au nombre de 171 en 2023) s'engagent à assurer l'utilisation rationnelle des zones humides présentes sur leur territoire, en adoptant une législation permettant de freiner la destruction des zones humides (De Klemm, 1990). Ils s'engagent également à protéger les zones humides les plus remarquables en les inscrivant sur la Liste des zones humides d'importance internationale (les « sites Ramsar ») et en leur accordant un statut de protection nationale (De Klemm, 1990). Les sites Ramsar forment aujourd'hui le réseau d'aires protégées le plus important au monde, avec 2400 sites totalisant 250 millions d'hectares soit une superficie supérieure à celle du Mexique.

Lors d'une conférence sur la gestion des zones humides méditerranéennes et leurs oiseaux qui s'est tenue à Grado (Italie) en 1991, le constat a été fait que les zones humides de la région continuaient à disparaître à un rythme rapide. Afin d'inverser la tendance, les pays méditerranéens et plusieurs organisations de la société civile ont décidé de créer un mécanisme intergouvernemental de coopération : l'initiative MedWet. En 2008, le comité MedWet a mandaté la Tour du Valat pour monter et coordonner un Observatoire des Zones Humides Méditerranéennes (OZHM) avec pour objectif d'apporter les connaissances scientifiques permettant d'éclairer la prise de décisions politiques en faveur de la gestion durable et de la conservation des zones humides méditerranéennes.

### 3. Un observatoire pour suivre et évaluer les zones humides méditerranéennes

#### 3.1. Le cadre conceptuel de suivi-évaluation

C'est en 2008 que j'ai rejoint la Tour du Valat avec pour mission d'assister l'équipe dans le montage de cet observatoire. Une de nos premières tâches collectives a été de définir le cadre conceptuel permettant l'exercice de suivi et d'évaluation des zones humides méditerranéennes. Nous avons choisi de nous inspirer du cadre « *Drivers – Pressures – State – Impact – Response* » (DPSIR) (Kelble et al., 2013). La force du DPSIR est d'identifier les relations de cause à effet entre les activités humaines qui exercent une pression sur l'environnement, l'état de l'environnement et la réponse de la société à cet état. Par rapport aux cadres conceptuels précédents tel que le « Pression – Etat – Réponse », le DPSIR permet une analyse plus fine, d'une part en différenciant les forces motrices (*Drivers*) à l'origine des pressions directes et, d'autre part, en rendant visibles les conséquences de la dégradation de l'état de l'environnement sur le bien-être humain (*Impact*). Il permet également l'utilisation d'un langage commun entre des parties prenantes variées telles que les scientifiques, les gestionnaires, les décideurs politiques et les citoyens. Notons que notre cadre conceptuel a inspiré plusieurs autres outils de suivi-évaluation tels que le *Global Wetland Outlook* de la Convention de Ramsar (**Ramsar Convention on Wetlands, 2018**), l'Observatoire régional de la biodiversité de Provence-Alpes-Côte d'Azur (<http://www.arbe-regionsud.org/1478-observatoire-regional-de-la-biodiversite.html>), l'Observatoire National (français) de la Biodiversité (<http://naturefrance.fr/observatoire-national-de-la-biodiversite>) ou bien encore le système de suivi et de gouvernance des zones humides en cours de montage par le gouvernement algérien.

#### 3.2. Nos indicateurs et résultats






L'adaptation du cadre DPSIR aux zones humides méditerranéennes s'est accompagnée d'un travail de sélection d'indicateurs. Les stratégies de mise en œuvre de la Convention de Ramsar ou de l'initiative MedWet ne comportant pas d'objectifs chiffrés, nous avons plutôt cherché à adapter nos cibles à celles définies par la

Convention sur la Diversité Biologique. Cette sélection a reposé sur des critères de disponibilité des données, de régularité dans leur mise à jour et de couverture spatiale prenant en compte l'ensemble des pays méditerranéens (Geijendorffer et al., 2019). En pratique, ces conditions parfaites existent rarement ce qui nous a contraint à recourir à une grande diversité de méthodologies pour calculer les métriques de nos indicateurs, par exemple en opérant une mise à l'échelle à partir d'un échantillon de sites (*upscaling*) ou au contraire de bases de données mondiales (*downscaling*), en modélisant, ou encore en réalisant des revues de littérature.

En 2018, notre second rapport sur l'état et les tendances des zones humides méditerranéennes (Geijendorffer et al., 2018) comprenait 18 indicateurs (voir Tableau 1). Ces métriques décrivent un état de conservation très dégradé avec une surface en zones humides naturelles et une quantité d'eau disponible réduites au cours des dernières décennies. Les pressions anthropiques sont très fortes et sont en partie la conséquence d'une démographie en forte hausse dans la région. Cette dégradation des zones humides entraîne la réduction des services rendus aux humains et que nous mesurons par exemple sur la capacité des zones humides à réguler les crues. La majorité des pays méditerranéens ont mis en place des mesures de conservation (ex : aires protégées et politiques environnementales) mais qui sont insuffisamment mises en œuvre et sont contrecarrées par des politiques sectorielles incohérentes avec les engagements environnementaux des Etats. Nos indicateurs ne mettent en évidence presque aucun signe d'amélioration de ces tendances à l'échelle régionale entre 2012 et 2018. Ils suggèrent en revanche de fortes disparités entre pays avec une situation globalement plus défavorable au sud et à l'est du bassin qu'au nord (Mediterranean Wetlands Observatory, 2012 ; Geijendorffer et al., 2018 ; 2019).

**Tableau 1.** Liste des indicateurs de l'OZHM ainsi que les valeurs de leur(s) métrique(s) telles qu'elles ont été calculées en 2018 (Geijendorffer et al., 2018). Une appréciation de la tendance de l'indicateur basée sur différents critères (atteinte des objectifs internationaux, état de référence, situation à l'échelle mondiale) est fournie à titre indicatif : rouge pour une tendance négative, orange pour une tendance négative mais avec certains paramètres en amélioration. La majorité des indicateurs en « rouge » mesurent des paramètres biophysiques alors que la majorité des indicateurs en « orange » concernent des efforts en matière de gouvernance.

INDICATEUR	RESULTAT	APPRECIATION DE LA TENDANCE *
<b>ETAT</b>		
Surface en zones humides	-48% de zones humides naturelles depuis 1970	●
Quantité d'eau	50 à 65% des rivières ont connu une diminution drastique de leur débit depuis 1960.	●
Qualité de l'eau	<i>Pas de métrique déclinée pour les zones humides.</i> En Europe, la concentration en nitrates et phosphates a diminué dans les cours d'eau.	●
Abondance des espèces	-15% pour les vertébrés dépendants des zones humides depuis 1990.	●
Vulnérabilité des espèces	36% des espèces dépendantes de zones humides sont globalement menacées.	●
<b>FORCES MOTRICES &amp; PRESSIONS</b>		
Démographie	<i>Pas de métrique déclinée pour les zones humides.</i> La population humaine a augmenté de 32% depuis 1990, davantage sur la rive sud et dans les zones côtières.	●
Demande en eau par secteur	2/3 de l'eau prélevée sert pour l'irrigation de l'agriculture. Les volumes prélevés pour l'énergie et la consommation domestique sont en forte augmentation.	●
Exploitation des ressources en eau	30% des ressources renouvelables en eau sont prélevées annuellement (100% au Moyen-Orient) dont les 4/5 proviennent d'eaux de surface.	●
Conversion des zones humides naturelles	Entre 1975 et 2005, sur un échantillon de 302 zones humides, la surface en zones urbanisées et agricoles a augmenté respectivement de 294% et 42%.	●
Changement climatique	Entre 1990 et 2005, la hausse des températures et la diminution des précipitations ont affecté plus	●

	particulièrement les zones humides du Sud et de l'Est du bassin méditerranéen	
<b>IMPACT</b>		
Régulation des crues	Entre 1987 et 2016, dans un échantillon de 5 bassins versants, la capacité des zones humides à réguler les crues a diminué de 20%, à la suite de l'artificialisation des plaines d'inondation.	
Education et tourisme	Lorsqu'elles bénéficient d'un investissement important pour faciliter leur visite (sentiers, informations, observatoires, propreté du site), les zones humides méditerranéennes sont des milieux particulièrement appréciés pour l'éducation et le tourisme. Seule une minorité de zones humides sont ainsi équipées.	
<b>REponses DE LA GOUVERNANCE</b>		
Surface en sites Ramsar	Entre 2012 et 2018, 660 000 ha ont été désignés en tant que nouveaux sites Ramsar. Seuls 30% des sites Ramsar ont un plan de gestion mis en place.	
Efforts stratégiques nationaux pour protéger les zones humides	Entre 2010 et 2016, une majorité de pays méditerranéens a adopté une stratégie nationale pour les zones humides (à l'exception du Proche-Orient et des Balkans). En revanche, moins de pays ont été en mesure de mettre en œuvre cette stratégie.	
Atteinte des Objectifs du Développement Durable	Les zones humides contribuent directement à 5 des 17 Objectifs du Développement Durable. L'état dégradé des zones humides méditerranéennes empêche l'atteinte de ces objectifs par les pays de la région.	



### 3.3. Une recherche innovante pour un travail de suivi-évaluation plus fin

La liste d'indicateurs présentés ci-dessus ne permet pas à l'OZHM de fournir une analyse narrative complète de l'état des zones humides méditerranéennes. Les tendances négatives observées nous amènent à nous poser d'autres questions. Par exemple quelle est l'importance relative des facteurs de pression à l'origine du déclin de la biodiversité des zones humides méditerranéennes : pollution ? diminution des ressources en eau ? conversion des zones humides naturelles ? Certaines pressions potentielles telles que les prélèvements (chasse / pêche) ou l'expansion d'espèces exotiques n'ont pour l'instant pas pu être traitées sous forme d'indicateurs. Quelles sont les interactions qui peuvent exister entre les différents facteurs de changement qui, on le sait, peuvent agir de manière synergique ou antagoniste (Côté et al., 2016). Certains de nos indicateurs nous ont permis de mesurer la volonté politique des pays à enrayer le déclin des zones humides, par exemple à travers la désignation de nombreux sites Ramsar, mais nous ne savons pas si ces mesures sont efficaces en termes de localisation, gestion, connexion ou encore couverture des enjeux de biodiversité (Rodrigues et Cazalis, 2020). Enfin, nous avons pu jusqu'à présent délivrer des résultats-clés potentiellement utiles pour sensibiliser les décideurs au sort des zones humides méditerranéennes, mais nous avons eu des difficultés à proposer des recommandations précises, notamment en ce qui concerne la planification des futures politiques de conservation.

C'est pour répondre à ces besoins que nous avons monté deux axes de recherche destinés à alimenter l'OZHM. Un de ces axes, aujourd'hui porté par mon collègue Anis Guelmami, cherche à mieux comprendre l'impact des facteurs de pression ou des actions de conservation sur la surface en zones humides et sur la quantité et la qualité des ressources en eau disponibles pour les zones humides. Il s'est accompagné du développement d'un grand nombre d'informations géo-spatialisées obtenues à partir de l'analyse d'images satellites. L'autre axe, que je coordonne et que je présenterai dans les chapitres suivants, cherche à étudier la réponse de la biodiversité des zones humides méditerranéennes aux facteurs de changement. Ma première tâche a été d'identifier un modèle biologique bénéficiant d'un suivi sur le long terme et sur l'ensemble du bassin méditerranéen, qui soit intimement lié aux zones humides et qui présente un intérêt pour la conservation. Mon choix s'est porté sur les oiseaux.

## 4. Les oiseaux des zones humides

### 4.1 Les oiseaux comme indicateurs de l'état des zones humides

Les oiseaux sont utilisés de longue date comme des indicateurs de leur environnement (Järvinen et Väisänen, 1979). Ils sont répartis dans le monde entier, dans presque tous les habitats et sont situés dans la partie haute de la chaîne alimentaire, les rendant sensibles aux changements survenant à des niveaux trophiques inférieurs (Gregory et al., 2005 ; Koskimies, 1989). Il existe également des motivations plus pratiques à utiliser les oiseaux en tant qu'indicateurs : de très nombreuses personnes sont passionnées par ce taxon (Barrow, 1998 ; Brunner et Dunne, 2017), en conséquence leur écologie est bien connue (Venier et Pearce, 2004) et leurs populations relativement bien suivies (Callaghan et al., 2021 ; Gregory et al., 2005, Wood et al., 2011). A côté d'indicateurs basés sur des données taxonomiques et fonctionnelles, beaucoup se basent donc sur des données d'abondance et/ou de richesse spécifique d'oiseaux pour décrire la réponse de la biodiversité aux pressions d'origine anthropique voire pour évaluer la santé d'un écosystème (Caro et O'Doherty, 2001). Certains de ces indicateurs, tels que l'indice du Suivi Temporel des Oiseaux Communs (STOC), ont été intégrés dans les politiques nationales et internationales de biodiversité (Gregory, 2010).

A l'heure actuelle, il existe des biais dans les indicateurs utilisant les données d'oiseaux, ceux-ci reposant majoritairement sur des données d'oiseaux nicheurs dans les écosystèmes forestiers et agricoles d'Europe (Fraixedas et al., 2020). Le potentiel des oiseaux en tant qu'indicateurs de l'état des zones humides est pourtant largement reconnu (Amat et Green, 2010). Ils ont localement été utilisés pour documenter l'état et les tendances de différents types d'habitats humides (Everard et Noble, 2010 ; Mistry et al., 2008). Ils répondent aux pressions d'origine anthropique qui pèsent sur les zones humides telles que les changements d'usage des terres (DeLuca et al., 2004), les changements de niveaux d'eau (Desgranges et al., 2006) dus aux pompages (Reid et al., 2013) et constructions de barrages (Tang et al., 2016), la pollution de l'eau (Lehikoinen et al., 2016), les activités récréatives (Cardoni et al., 2008) ou encore le changement climatique (Amano et al., 2020 ; Norris et al., 2004 ; Steen et al., 2014). Il a également été démontré à plusieurs reprises que les oiseaux d'eau répondent favorablement aux actions de conservation telles que la restauration et la création de

zones humides (Cui et al., 2009 ; Hagy et al., 2017), la désignation d'aires protégées (Campos-Silva et al., 2021 ; Kleijn et al., 2014) ou encore l'adoption d'un cadre législatif contraignant pour protéger la nature (Anderson et al., 2017).

### **Encadré n°2 : Oiseaux des zones humides versus oiseaux d'eau**

Le terme « oiseau d'eau » a été utilisé par la Convention de Ramsar (1971) pour désigner toutes les espèces d'oiseaux qui sont « écologiquement dépendantes des zones humides ». Pourtant, dès la seconde édition des Estimations de Populations d'Oiseaux d'Eau (Rose et Scott, 1997), les oiseaux d'eau ont été définis plus précisément comme étant toutes les espèces de 33 familles d'oiseaux qui présentent des spécialisations morphologiques leur permettant d'exploiter les milieux aquatiques (ex : Anatidae, Laridae, Scolopacidae, Ardeidae, Pelecanidae). Il en résulte que les espèces suivies dans le cadre des Dénombrements Internationaux des Oiseaux d'Eau n'incluent pas l'ensemble des espèces d'oiseaux qui dépendent écologiquement des zones humides telles que le Balbuzard pêcheur, les fauvettes paludicoles du genre *Acrocephalus*, ou le Martin-pêcheur d'Europe pour n'en citer que quelques-unes. D'autre part, certaines espèces considérées comme des oiseaux d'eau ne sont pas dépendantes des zones humides, c'est par exemple le cas du Pluvier guignard, un limicole mais qui affectionne les zones sèches à la végétation clairsemée (Legendre, 2002).

Parmi les espèces d'oiseaux qui ne sont pas obligatoirement liées aux zones humides pour accomplir leur cycle annuel, on retrouve néanmoins des espèces ou des populations qui expriment une préférence marquée pour ces habitats, généralement parce qu'elles y trouvent des ressources en plus grande abondance que dans les autres écosystèmes. C'est par exemple le cas pour plusieurs espèces de top-prédateurs comme le Grand-duc d'Europe ou l'Aigle de Bonelli (Shin et Yoo, 2016), les oiseaux insectivores aériens comme les martinets et les hirondelles (Berzins et al., 2021), ou les oiseaux en halte migratoire (Arena et al., 2011) qui font face à la nécessité de se ravitailler rapidement pour poursuivre leur voyage. Enfin, parfois, certaines populations présentent une dépendance locale aux zones humides. C'est par exemple le cas de la population camarguaise de la Fauvette à lunettes qui regroupe la grande majorité des effectifs français de l'espèce et qui se reproduit dans les marais saumâtres à *Salicornia fruticosa* (sansouïres) parce que la structure de la végétation est proche de

l'habitat qu'elle utilise majoritairement hors-France, une végétation de garrigue très basse et très ouverte (Roy, 2000).

Il règne donc une certaine confusion autour du terme « oiseaux d'eau » qui pourrait paraître anodine mais n'est en réalité pas sans conséquence pour la conservation des oiseaux et des zones humides comme nous aurons l'occasion de le voir plus tard. Notons que dans le cadre de ce manuscrit, le terme « oiseaux » sans autre précision désignera l'ensemble des espèces observées dans une zone humide (ex : les oiseaux de Camargue), le terme « oiseaux de zones humides » désignera les espèces d'oiseaux dépendantes des zones humides, et enfin le terme « oiseaux d'eau » renverra aux espèces suivies dans le cadre des Dénombrements Internationaux d'Oiseaux d'Eau.

#### **4.2. Les oiseaux d'eau : des cibles de conservation à part entière**

Les oiseaux d'eau sont au centre de plusieurs accords internationaux et lois de protection. Comme je l'ai déjà évoqué, la Convention de Ramsar (1971) a initialement engagé les pays signataires à conserver leurs zones humides en tant « qu'habitats pour les oiseaux d'eau » (Boere et Piersma, 2006). La Convention de Berne, « Convention relative à la conservation de la vie sauvage et du milieu naturel de l'Europe » (1979) est ratifiée par les pays Européens et certains pays du Moyen Orient et du Maghreb. Elle requiert la désignation d'aires protégées et la protection des espèces européennes dont la conservation nécessite la collaboration entre plusieurs états. Sa mise en application pour les oiseaux dans les Etats membres de l'Union européenne (UE) se fait dans le cadre de la Directive Oiseaux (1979), dont les mesures sont strictement réglementaires. Les espèces strictement protégées – parmi lesquelles les oiseaux d'eau et les rapaces sont particulièrement bien représentés - ne peuvent plus être prélevés et les sites importants de reproduction, de halte migratoire et d'hivernage doivent être protégés en tant que Zones de Protection Spéciale. Même les espèces non strictement protégées doivent bénéficier de mesures de conservation et les activités cynégétiques ne peuvent avoir lieu que dans certaines conditions très réglementées (ex : saison, technique de chasse) sans, théoriquement, jamais menacer le statut de conservation des espèces. La Convention de Bonn sur les espèces migratrices (CMS, 1979), ratifiée par 126 pays, engage les états à la conservation des espèces migratrices et de leurs habitats. Les oiseaux d'eau du bassin méditerranéen appartiennent à la voie de

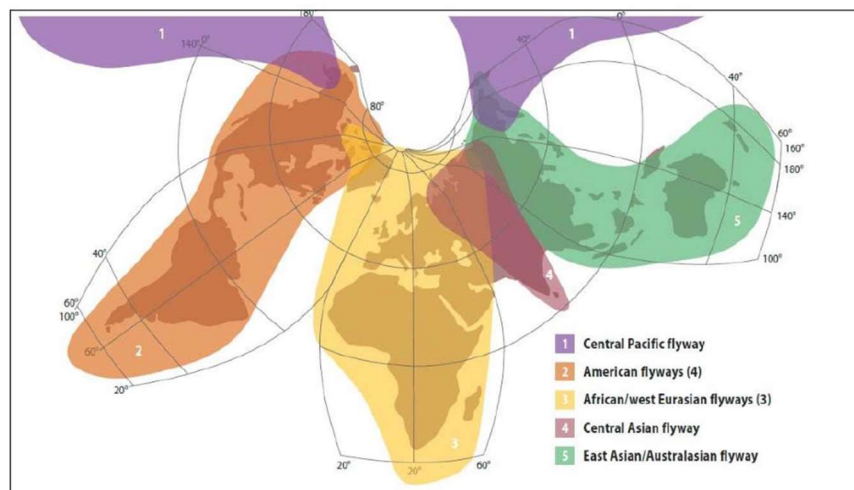
migration Afrique-Eurasie et bénéficient d'une application régionale de la Convention de Bonn à travers l'Accord sur la conservation des oiseaux d'eau migrants d'Afrique-Eurasie (AEWA, 1993). L'AEWA est ratifié par la plupart des pays Européens, du Moyen Orient et d'Afrique et harmonise auprès des états signataires, sans contrainte effective, la protection des espèces selon leur statut de menace. Les parties contractantes de l'AEWA ont également reconnu l'importance de protéger un réseau cohérent de sites résilients au changement climatique sur l'ensemble de la voie de migration. A l'échelle européenne et mondiale, les oiseaux d'eau sont ainsi devenus une cible de conservation à part entière pour les décideurs politiques et la protection des zones humides - leur habitat - souvent envisagée comme un moyen d'atteindre cet objectif de conservation (Grand et al., 2020 ; Navedo et Ruiz, 2020 ; Xia et al., 2017 ; Yang et al., 2017).

La forte attention dont bénéficient les oiseaux d'eau est à relier à des décennies de prélèvements non régulés qui ont entraîné le déclin massif des populations nord-américaines et européenne de nombreuses espèces (Chansigaud, 2007). Les motivations à l'origine des prélèvements non-durables qui ont marqué le 19<sup>ème</sup> et la première moitié du 20<sup>ème</sup> siècle étaient la recherche de plumes pour l'industrie de la plumasserie (Kushlan, 2018), la collecte des œufs pour l'alimentation de subsistance et la lutte contre les espèces « nuisibles » (Chansigaud, 2007). Les oiseaux coloniaux ont été particulièrement affectés, la concentration de leurs effectifs sur un nombre limité de sites les rendant particulièrement vulnérables. Aujourd'hui, de nombreuses menaces continuent à peser sur les oiseaux d'eau. Nous ne reviendrons pas sur celles qui pèsent sur leurs habitats, les zones humides, auxquelles s'ajoutent des menaces propres aux oiseaux telles que les dérangements (Arizaga et al., 2020) ou des pratiques de chasse qui demeurent localement non-durables, qu'elles soient légales ou non (Brochet et al., 2016).

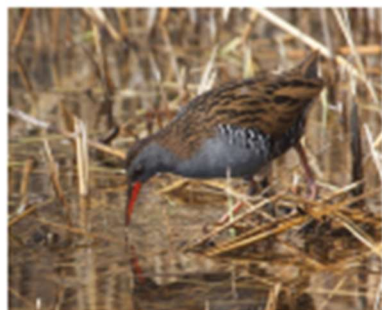
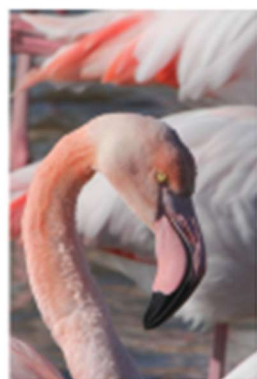
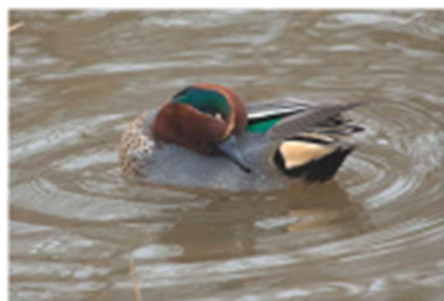
### **Encadré n°3 : Identité des oiseaux d'eau du bassin méditerranéen en bref**

Environ 150 espèces d'oiseaux d'eau sont observées régulièrement dans les pays méditerranéens, appartenant en majorité à trois ordres : les Ansériformes (cygnes, oies et canards), les Péléciformes (hérons, pélicans et cormorans) et les Charadriiformes (mouettes, sternes et limicoles). Pour plusieurs espèces, l'essentiel de leur effectif mondial se trouve dans les pays méditerranéens (<http://wpe.wetlands.org/>) que ce soit pour la reproduction (ex : Flamant rose, Goéland railleur, Goéland leucophée, Mouette mélanocéphale, Sarcelle marbrée), en hivernage (ex : Oie cendrée, Grèbe huppé, Grue

cendrée) ou pendant leur passage obligé entre l'Europe et l'Afrique sub-saharienne (Sarcelle d'été, Cigognes noire et blanche, Marouettes ponctuée et poussin, Combattant varié, Bécasseau cocorli, Chevaliers culblanc et sylvain, etc.). Certaines sont par ailleurs dans un état de conservation défavorable à l'échelle globale, leur existence dépendant étroitement du maintien des zones humides dans le bassin méditerranéen ; c'est par exemple le cas de l'Erismature à tête blanche, du Fuligule milouin et du Pélican frisé.



**Figure 5.** Principales voies de migration des oiseaux dans le Monde, avec la Méditerranée au cœur de la voie Afrique / Ouest-Paléarctique (Mundkur et al., 2014).



**Figure 6.** Quelques espèces représentatives de la diversité taxinomique et écologique des oiseaux d'eau en Méditerranée avec de haut en bas et de gauche à droite : la Sarcelle d'hiver *Anas crecca*, une hivernante abondante dans les grands complexes humides ; le Flamant rose *Phoenicopterus roseus*, emblématique des lagunes et lacs salés du pourtour méditerranéen ; le Râle d'eau *Rallus aquaticus*, discret habitant des marais végétalisés dont les effectifs échappent largement aux Dénombrements Internationaux des Oiseaux d'Eau (DIOE) ; le Grand Gravelot *Charadrius hiaticula*, surtout nicheur dans l'Arctique et de passage ou hivernant dans la région méditerranéenne ; le Goéland railleur *Chroicocephalus genei*, un hivernant des mers chaudes d'Afrique et de la péninsule arabique et en nombre croissant sur les lagunes méditerranéennes ; la Cigogne blanche *Ciconia ciconia*, redevenue commune toute l'année sur les zones humides mais aussi des habitats non humides ; le Cormoran pygmée *Microcarbo pygmeus* pour l'instant restreint à l'Est du bassin ; le Crabier chevelu *Ardeola ralloides*, un estivant nicheur qui rejoint les populations sub-sahariennes après la reproduction. Crédit photos : T. Galewski

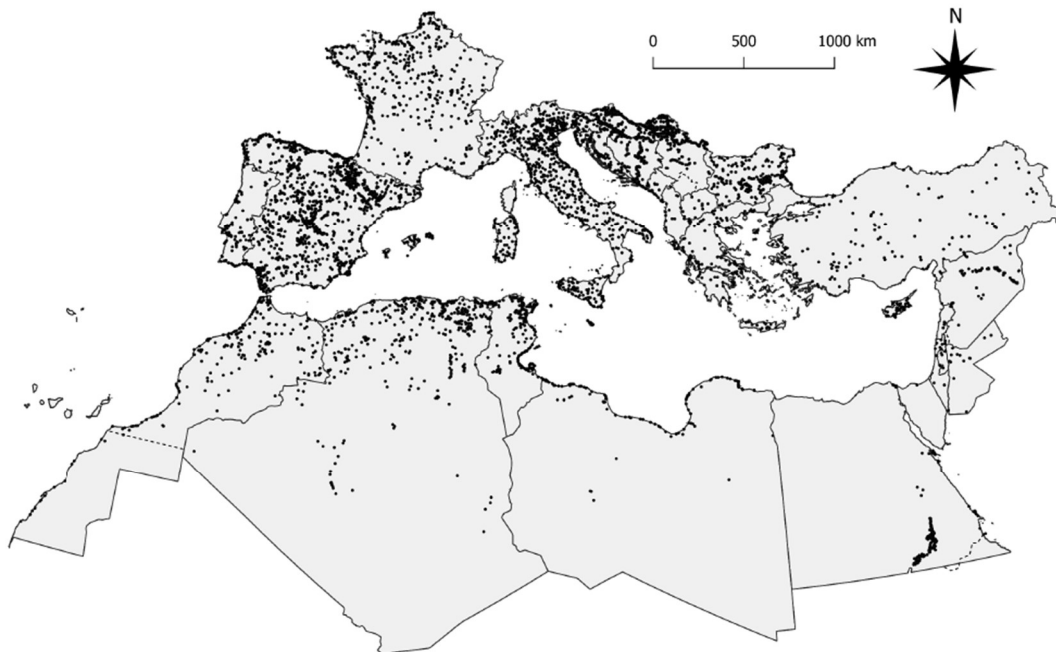
### 4.3. Un suivi à long terme dédié aux oiseaux d'eau

Les oiseaux d'eau bénéficient d'un des programmes de suivi les plus anciens et les plus appliqués dans le monde, intitulé les « Dénombrements Internationaux des Oiseaux d'Eau » (DIOE). Créé en 1967 et coordonné par *Wetlands International* (à l'époque *l'International Waterfowl & Wetlands Research Bureau* dont le siège fut un temps hébergé à la Tour du Valat), ce programme concerne aujourd'hui plus de 25 000 sites suivis par plus de 15 000 participants, bénévoles ou professionnels, dans près de 143 pays (Amano et al., 2018 ; Delany, 2005). Ce suivi consiste en un relevé exhaustif de l'abondance spécifique des oiseaux d'eau une fois par an au cœur de la période d'hivernage (*i.e.*, autour du 15 janvier) et peut être entrepris sur tout type de zone humide, y compris des zones humides artificielles (Delany, 2005). Les comptages peuvent être effectués au sol (cas le plus fréquent), par bateau, parfois par avion ou une combinaison de plusieurs de ces méthodes. Le manque de standardisation entre les opérations de dénombrements entraîne de nombreux biais possibles qui ont joué un rôle dans la faible mobilisation de ces données à des fins de recherche : délimitations et/ou localisation du site de comptage parfois non précisées, années sans comptage, liste des espèces comptées qui a évolué dans le temps, évolutions dans la nomenclature taxinomique plus ou moins bien répercutées sur le terrain, données météorologiques non précisées... (voir **Gaget (2018)** et **Verniest (2023)** pour une revue des biais et lacunes du jeu de données DIOE). Des études majeures en biologie de la conservation ont cependant récemment surmonté ces biais et utilisé la base de données



DIOE à l'échelle globale, démontrant tout son potentiel pour la recherche (Amano et al., 2018, 2020 ; Wauchope, 2022).

Dans le bassin méditerranéen, le programme DIOE a été implémenté dès ses débuts à tel point que des sites ont été dénombrés dans tous les pays de la région (Figure 7). Au début des années 2000 cependant, faute de moyens humains et financiers, le nombre de sites suivis avait diminué dans les pays d'Afrique du Nord allant parfois jusqu'à l'arrêt de la transmission des données de comptage à *Wetlands International*. Une unité de soutien aux DIOE méditerranéens a été créée en 2012 à l'initiative de l'Office Français de la Biodiversité et de la Tour du Valat et a permis, en partenariat avec les coordinateurs nationaux des comptages, une meilleure couverture géographique, la récupération des données historiques non transmises et l'amélioration de la base de données (Sayoud et al., 2017).



**Figure 7.** Localisation des sites du Dénombrement International des Oiseaux d'Eau étudiés dans le cadre de la thèse de Fabien Verniest (2019-2023), après application des filtres de sélection de données (Verniest, 2023). Les frontières contestées sont représentées en pointillés. Les frontières indiquées sur cette carte n'impliquent pas l'approbation ou l'acceptation officielle par la Tour du Valat.

A l'inverse, il n'existe pas de dénombrement régional des oiseaux d'eau nicheurs ou en halte migratoire dans le bassin méditerranéen. La plupart des oiseaux

d'eau adoptent un mode de vie beaucoup moins grégaire en période de reproduction, sont moins visibles et/ou peuvent répondre trop rapidement aux conditions locales (ex : niveaux d'eau) pour permettre des estimations de taille de population (Amano et al., 2010 ; Davidson et Stroud, 2006). Il existe toutefois des sites privilégiés où les gestionnaires réalisent des dénombrements standardisés des effectifs reproducteurs de certaines espèces d'oiseaux (généralement des espèces coloniales). C'est par exemple le cas en Camargue où la Tour du Valat organise les dénombrements des effectifs nicheurs de Flamant rose, Ibis falcinelle, Spatule blanche, 7 espèces de hérons et 9 espèces de laro-limicoles depuis les années 1950. Sur certaines aires protégées de superficie plus modeste, des dénombrements de tous les oiseaux d'eau peuvent même être organisés tous les mois de l'année. C'est par exemple le cas sur plusieurs sites protégés de Camargue. Nous verrons qu'il est également possible de mettre à profit ces données dans le cadre d'études scientifiques.

## **5. Les grands axes de mes recherches sur les oiseaux des zones humides méditerranéennes**

Même si j'ai plusieurs fois étendu mes recherches à d'autres taxons, les oiseaux me sont donc apparus comme un modèle biologique pouvant aider à documenter et expliquer l'état de conservation de la biodiversité dans les zones humides méditerranéennes et ainsi compléter l'exercice de suivi et d'évaluation mené dans le cadre de l'OZHM. J'ai essayé de montrer que ces enseignements ont pu s'acquérir à la fois à l'échelle régionale - celle du bassin méditerranéen - et à l'échelle locale - généralement celle de la Camargue. L'accès à ces données de dénombrements souvent non publiques a été facilité par la forte implication de la Tour du Valat dans leur collecte. Cette double-approche spatiale se retrouve dans plusieurs des axes de recherche que j'ai choisis de présenter et qui s'articulent comme suit :

- Dans le Chapitre 2, je présente comment les recherches menées avec mes étudiants ont permis à l'OZHM d'améliorer l'utilisation d'indices multi-spécifiques pour estimer l'état de conservation et les tendances de la biodiversité des zones humides méditerranéennes, et comment, à l'échelle

locale, nous avons pu mieux gérer deux contraintes inhérentes à l'utilisation de ces indices, à savoir des données hétérogènes entre espèces d'une même communauté et un état de référence trop récent.

- Le Chapitre 3 illustre comment nous avons cherché à mieux comprendre les mécanismes d'impact de deux pressions majeures pour la biodiversité des zones humides méditerranéennes à savoir les changements d'usage des sols et le changement climatique. A l'échelle de la Camargue, nous nous sommes plus particulièrement intéressés à l'intensification des systèmes rizicoles, une culture majeure dans les zones humides méditerranéennes. A l'échelle méditerranéenne, nous nous sommes intéressés à l'impact du changement climatique mais également à l'impact de l'interaction entre changement climatique et changements d'usage des sols sur la capacité des communautés d'oiseaux d'eau à répondre aux changements en cours. Ces résultats nous ont permis de mieux identifier certains des leviers qui permettraient de conserver ou restaurer les communautés d'oiseaux et leurs habitats.
- Dans le Chapitre 4, nous évaluons le rôle des politiques publiques dans la conservation des oiseaux d'eau hivernants en Méditerranée. Nous avons d'abord cherché à mesurer l'efficacité du réseau d'aires protégées par la Convention de Ramsar et/ou de certains accords internationaux pour améliorer l'état de conservation des oiseaux et permettre leur ajustement au changement climatique. Puis nous avons évalué les lacunes dans le réseau d'aires protégées actuel, y compris pour relever les défis de demain, un travail qui pourrait aider à orienter les futures politiques de conservation.

## ***Chapitre 2 : Déterminer la tendance des communautés d'espèces***

---

### **1. Mesurer la tendance de la biodiversité des zones humides méditerranéennes à l'aide de l'Indice Planète Vivante**

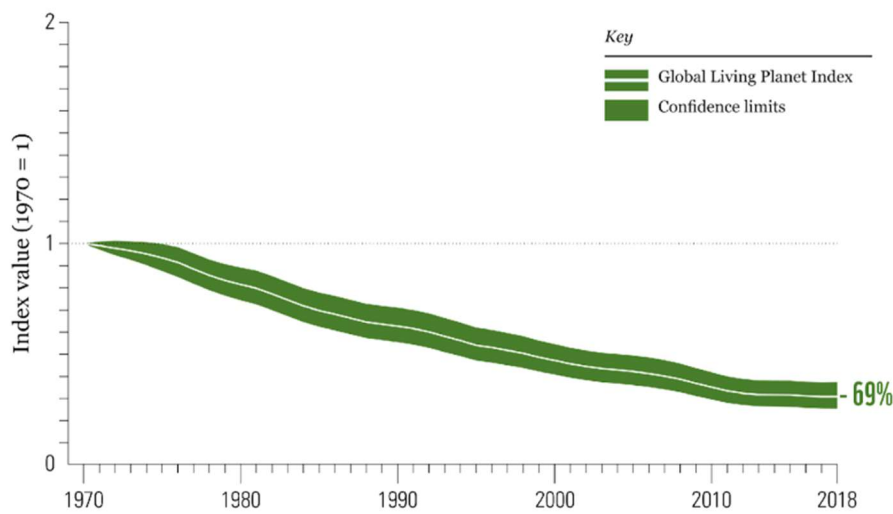
De nombreux indicateurs de biodiversité sont des indices de suivis de populations car ils sont essentiels pour mieux comprendre la dynamique des populations et adopter d'éventuelles mesures correctives (Nichols et Williams, 2006). Ces indices sont en général basés sur la taille de population (Indice Planète Vivante, Loh et al., 2005 ; indices d'abondance des oiseaux communs, Gregory, 2010 ; Gregory et al., 2019) ou l'aire de distribution (van Strien et al., 2019) d'un ensemble d'espèces appartenant à la même communauté (écosystème, aire géographique). Ces indices dits « multi-spécifiques » sont généralement la moyenne géométrique des tailles de population relatives (autrement dit d'indices spécifiques) des espèces qui les composent (Buckland et al., 2005 ; Gregory, 2010 ; Gregory et al., 2005 ; Korner-Nievergelt et al., 2022).

La première mission qui m'a été confiée lors de mon arrivée en tant que postdoctorant à la Tour du Valat (2008-2009) a été la déclinaison de l'Indice Planète Vivante (LPI pour *Living Planet Index*) au cas spécifique des zones humides méditerranéennes. Dans un temps limité, j'ai monté une base de données rassemblant des séries temporelles de données d'abondance de populations de nature variable (dénombrements d'individus, densités, biomasses, nombre de nids, etc...), récupérées à partir de sources diverses : articles scientifiques, rapports, livres, sites internet. La base de données ainsi constituée à l'issue de mon postdoctorat contenait 1641 séries temporelles concernant 311 espèces de vertébrés. Le jeu de données était dominé par les oiseaux (79% des espèces considérées) et les suivis n'étaient pas équitablement distribués entre les pays méditerranéens. Ce travail a fait l'objet d'une publication (Galewski et al., 2011) où il est possible de consulter la description de la méthodologie de calcul du LPI pour les zones humides méditerranéennes ainsi que celle que nous avons employée pour tester la robustesse de l'indice face au nombre et à l'identité des espèces incluses dans le jeu de données.

#### Encadré n°4 : Fiche d'identité de l'Indice Planète Vivante (LPI pour *Living Planet Index*)

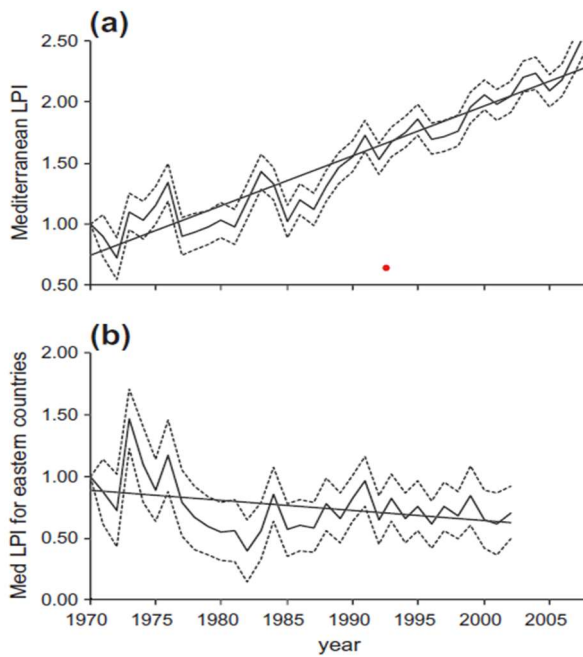
Le LPI est peut-être le plus médiatique des indicateurs de biodiversité. Il a été conçu en 1997 par le WWF. Il s'agit d'un indice multi-spécifique qui suit les tendances de l'abondance relative des populations d'espèces sauvages (la population étant définie ici comme les individus d'une espèce dans un lieu donné) (Loh et al., 2005). Comme comparativement peu de données sont disponibles sur les plantes, les champignons ou les invertébrés, l'approche pragmatique a consisté à limiter le LPI aux vertébrés. L'abondance relative rend compte de l'évolution moyenne des populations dans le temps par rapport à une année de référence, fixée à 1970 dans le cas du LPI mondial. Le LPI peut inclure des données démographiques pour toutes les espèces pour lesquelles des séries temporelles ont pu être trouvées, quel que soit le statut de la menace ou leur tendance. Ces séries temporelles proviennent d'articles scientifiques, de bases de données en ligne et de rapports publiés par des gouvernements et des experts. En 2022, la base de données du LPI comprenait 31821 séries temporelles de populations appartenant à 5320 espèces de vertébrés.

En plus de sa fonction originelle de sensibilisation du grand public et d'outil de plaidoyer, le LPI a dès 2005 été intégré par la Convention sur la Diversité Biologique dans un jeu d'indicateurs destinés à suivre les progrès vers l'atteinte des objectifs fixés par les Parties de la Convention ([https://www.livingplanetindex.org/lpi\\_in\\_policy](https://www.livingplanetindex.org/lpi_in_policy)). Afin de renforcer les fondements scientifiques de l'indice, sa méthodologie a été présentée en détail dans un article scientifique (Loh et al., 2005) puis améliorée grâce à un partenariat établi depuis 2006 avec la *Zoological Society of London* (Collen et al., 2009 ; McRae et al., 2017). De plus, la base de données du LPI est accessible et gratuite et est largement utilisée par le secteur académique. Pour plus d'informations sur les multiples utilisations du LPI et les améliorations prévues dans un futur proche, vous pouvez consulter la revue produite récemment par **Ledger et al. (2023)** et dont je suis co-auteur.

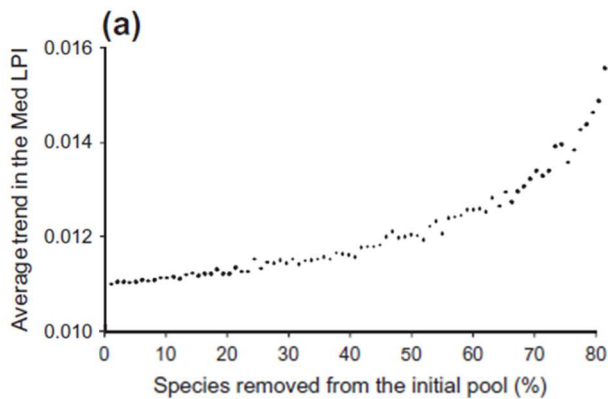


**Figure 8.** Le LPI mondial montre un déclin moyen de l'indice de 69% entre 1970 et 2018. La ligne blanche représente les valeurs de l'indice et la zone en vert les intervalles de confiance à 95%. Figure extraite du *Living Planet Report 2022* (WWF, 2022).

Notre étude a mis en évidence une forte augmentation du LPI pour les zones humides méditerranéennes qui a presque triplé entre 1970 et 2005 (Figure 9a). Ce résultat masque des tendances sous régionales contrastées puisque la tendance pour les pays de l'est méditerranéen (i.e. ceux situés à l'est de l'Italie et de la Tunisie) accuse un déclin d'environ 30% sur la même période (Figure 9b). Les tendances apparaissent également très contrastées entre groupes taxonomiques avec une augmentation forte de l'indice « oiseaux » et des déclin pour les autres groupes de vertébrés. Autre résultat important, lorsque 30% ou plus des espèces du jeu de données initial sont retirées de l'analyse, la tendance moyenne de l'indice augmente de manière exponentielle (Figure 10). Ces résultats nous ont alertés sur l'importance à accorder à la représentativité taxonomique et géographique du jeu de données du LPI ainsi que sur la quantité de données minimale nécessaire pour l'obtention d'une tendance fiable.



**Figure 9.** Tendence de l'Indice Planète Vivante obtenue à l'aide de la technique de régression pour (a) les zones humides méditerranéennes (1970-2008) (les lignes pointillées représentent  $\pm$  SE autour de la tendance) et (b) pour les données collectées dans les pays d'Europe de l'Est uniquement. Il convient de noter que les données disponibles n'étaient pas suffisantes pour calculer la tendance du LPI au-delà de 2002 pour les pays de l'Est. Tiré de **Galewski et al. (2011)**.



**Figure 10.** Relation entre la pente moyenne de la tendance temporelle du LPI (axe Y) calculée sur 10 000 trajectoires et le nombre d'espèces retirées du pool initial (axe X, exprimé en pourcentage). La ligne horizontale délimite les valeurs minimales positives et négatives. Tiré de **Galewski et al. (2011)**.

Les résultats de cette étude ont eu des répercussions importantes sur la suite de mon travail d'évaluation de la tendance de la biodiversité menée dans le cadre de l'OZHM. J'ai ainsi cherché à réduire les biais taxonomique et géographique du jeu de données initialement constitué en organisant des campagnes de recherche ciblées pour l'acquisition de nouvelles données. Ce travail de recherche de séries temporelles et d'encodage dans une base de données *Access* est très fastidieux et je dois ici saluer le travail remarquable de mon collègue Christophe Germain qui a créé l'architecture de la base de données LPI méditerranéenne ainsi que celui de mes étudiants et volontaires qui ont passé des mois à collecter des données : Karsten Schmale (M1), Thibaud Gravez (M2), Juliette Biquet (service civique) et Eleonora Saccon (volontaire européenne). Grâce à eux, le jeu de données du LPI « zones humides méditerranéennes » publié dans le second rapport de l'OZHM (**Geijendorffer et al., 2018**) contenait 44% d'espèces de poissons, amphibiens, reptiles et mammifères contre seulement 20% dans **Galewski et al. (2011)**. De plus, pour pallier le biais persistant, le LPI des zones humides méditerranéennes agrège désormais trois indices : un indice "oiseaux", un indice « poissons » et un indice "mammifères, reptiles et amphibiens", lesquels reçoivent une pondération reflétant le pourcentage que chaque groupe représente réellement dans la communauté des espèces de vertébrés. L'indice "poissons" reçoit par exemple un poids plus important que l'indice "oiseaux" dans le calcul final du LPI. Cette technique de pondération suit la méthodologie décrite par McRae et al. (2017). Enfin, afin de réduire le biais géographique dû à la sous-représentation des suivis de vertébrés dans l'est et le sud du bassin méditerranéen, nous avons établi un partenariat avec *Wetlands International* pour intégrer les données du DIOE dans notre jeu de données.

Les différentes versions du LPI « zones humides méditerranéennes » obtenues grâce à la correction de ces biais ont mis en évidence une tendance à la diminution de l'abondance relative moyenne des vertébrés (-15% entre 1990 et 2013 (**Geijendorffer et al., 2018**), et même -28% entre 1993 et 2017 pour les zones humides intérieures (**Galewski et al., 2021**)). Toutefois, la tendance positive des oiseaux de zones humides a été confirmée, contrastant avec le déclin de l'abondance moyenne constaté dans les autres groupes taxonomiques de vertébrés. Les tendances contrastées entre ouest et est du bassin méditerranéen ont été confirmées (**Geijendorffer et al., 2018**), une analyse plus poussée par sous-région révélant cependant que l'abondance des oiseaux d'eau n'a augmenté significativement que dans le nord-ouest du bassin méditerranéen (sous-région rassemblant le Portugal, l'Espagne, la France et l'Italie ; **Gaget et al., 2020**).

Plusieurs facteurs peuvent être envisagés pour expliquer l'augmentation locale des populations d'oiseaux d'eau. Premièrement, je pense à la régulation des activités



de prélèvement, notamment grâce à des politiques de protection ambitieuses telle que la Directive Oiseaux en œuvre dans les pays membres de l'Union Européenne (Donald et al., 2007). Dans un second temps, je pense à l'interdiction des pesticides organochlorés les plus dangereux (Sakellarides et al., 2006), le développement des zones humides artificielles (Rendon et al., 2008 ; Toral et al., 2012), l'eutrophisation des plans d'eau (Holm et Clausen, 2006) ou encore l'expansion d'espèces exotiques fournissant de nouvelles ressources alimentaires (Tablado et al., 2010). Au contraire, le déclin observé dans certains pays de l'est de la Méditerranée pourrait être imputable à la surexploitation des ressources en eau et une moins bonne gouvernance (**Mediterranean Wetlands Observatory, 2012 ; Geijzenborffer et al., 2018**) notamment en matière de conservation de la biodiversité, avec par exemple moins d'aires protégées désignées et une plus forte activité de chasse illégale (Brochet et al., 2016). Cependant, l'utilisation du LPI ne permet pas de relier davantage les tendances obtenues avec des mécanismes écologiques, ce qui a justifié les études que j'ai menées par la suite (Chapitres 3 et 4).

## **2. Le recours aux experts pour contourner l'absence de suivis à long terme**

Nous l'avons vu avec l'exemple du LPI, la représentativité (taxonomique, géographique ou écologique) du jeu de données est un paramètre clé lorsque l'on cherche à estimer les changements d'abondance temporels d'une communauté d'espèces. Une bonne représentativité peut cependant être difficile à atteindre en raison de l'absence de suivis, la mise en place de ces derniers étant souvent biaisée en faveur d'espèces à haute valeur culturelle ou de conservation (Thomas, 2005). Prenons l'exemple de la Camargue. Bien qu'elle puisse apparaître comme l'un des territoires les mieux connus de France en termes de biodiversité, relativement peu d'espèces bénéficient d'un suivi qui permette d'estimer la tendance de leur population. Dans le cas des oiseaux nicheurs, sur les 132 espèces présentes, seules 21 bénéficient d'un suivi à long terme (initié depuis au moins 30 ans) de leurs populations sur l'ensemble du delta, toutes ou presque étant des espèces d'oiseaux d'eau coloniaux à forte valeur patrimoniale.

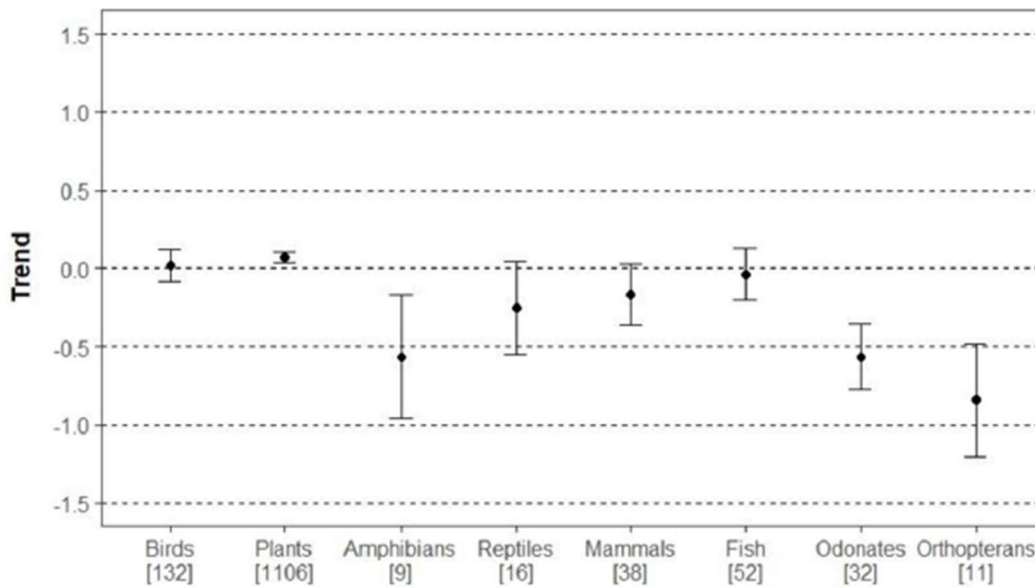
Sur un territoire donné, il est en revanche possible de recourir à l'expertise de naturalistes qui généralement ont une connaissance exhaustive du cortège d'espèces

appartenant au taxon qu'ils affectionnent et qui, à travers leurs observations, peuvent repérer des changements d'abondance (Bonebrake et al., 2010). Pour les plus âgés d'entre eux, il est même possible d'obtenir des informations sur les tendances d'espèces sur un pas de temps de plusieurs décennies (Adams-Hoskings et al., 2016), donc supérieur à celui de la plupart des suivis existants à ce jour. La consultation d'experts présente bien sûr des limites (Kuhnert, 2011) mais il s'agit d'un processus très courant dans les projets de conservation. J'ai personnellement eu l'occasion d'y recourir à plusieurs reprises dans les projets dans lesquels j'ai été impliqué, par exemple dans le cadre de l'évaluation du statut de conservation d'espèces ou d'écosystèmes selon les critères de la Liste Rouge des Espèces menacées, ou pour identifier les *Key Biodiversity Areas* du bassin méditerranéen (**Doğa Derneği et Birdlife International, 2010**).

Afin de mieux caractériser les tendances récentes de la biodiversité de Camargue, Sara Fraixedas, post-doctorante, et moi-même avons sollicité un panel de naturalistes ayant une connaissance approfondie de 8 taxons (les amphibiens, reptiles, oiseaux (nicheurs), poissons d'eau douce, mammifères, odonates, orthoptères et plantes vasculaires) totalisant 1672 espèces. Nous avons choisi ces groupes parce que je connaissais l'existence de naturalistes experts de ces différents taxons et parce qu'une revue de littérature nous a révélé que des inventaires complets d'espèces avaient déjà été réalisés entre les années 1960 et le début des années 1980 en Camargue (Aguesse, 1961 ; Bigot, 1961 ; 1971 ; Blondel et Isenmann, 1981 ; Crivelli, 1981 ; Guillaume, 1975 ; Molinier et Tallon, 1974). Deux de ces taxons avaient depuis bénéficié de réactualisations de leur liste d'espèces – les mammifères (Poitevin et al., 2010) et les oiseaux (**Kayser et al., 2014**) – mais pas les autres. Sara et moi avons donc sollicité un total de 44 experts naturalistes et leur avons demandé de réviser et actualiser les listes d'espèces de leur taxon d'expertise, pour les années 1970 et 2010, caractériser leur abondance et estimer la tendance entre ces deux périodes. Les résultats de cette étude ont été publiés dans **Fraixedas et al. (2019)**.

Les résultats de ces ateliers ont révélé une modification importante de la composition et de la structure de l'assemblage d'espèces de Camargue au cours des 40 dernières années : 191 espèces nouvelles se sont installées (soit 11% du total des espèces évaluées) contre 54 qui se sont localement éteintes (3%). Parmi les espèces nouvelles, 56 (soit 28%) sont exotiques, doublant ainsi le nombre d'espèces non-indigènes établies en Camargue entre 1970 et 2010. D'après les experts, les amphibiens, odonates et orthoptères présentent des tendances au déclin significatives par rapport

aux oiseaux (défini comme le groupe de référence) tandis que la tendance au déclin des mammifères et des reptiles approche la significativité (Figure 11). D'autre part, les espèces exotiques augmentent davantage que les espèces indigènes.



**Figure 11.** Tendances et intervalles de confiance à 95% prédits par le meilleur modèle en fonction du groupe taxonomique. Les valeurs de tendance sont comprises entre -1 (déclin) et +1 (augmentation) d'après la catégorisation des tendances établie par les experts. Voir la section *Methods* de **Fraixedas et al. (2019)** pour une description des variables incluses dans le meilleur modèle.

Cette étude nous a donc permis de mesurer l'importance du rôle des espèces exotiques dans les changements de communautés de Camargue. Il est probable que l'installation de plusieurs d'entre elles causent ou causeront dans un futur proche des perturbations notables dans le fonctionnement des écosystèmes du delta. La Trachémyde à tempes rouges (ou « Tortue de Floride ») peut entrer en compétition avec la Cistude d'Europe (Cadi et Joly, 2004) – dont les populations de Camargue sont d'importance nationale – et introduire de nouveaux pathogènes (Héritier et al., 2017). Beaucoup d'espèces exotiques de Camargue sont des poissons d'eau douce et des plantes aquatiques. Les premiers sont connus pour avoir un impact potentiel majeur

dans les zones humides méditerranéennes, par exemple en endommageant les herbiers aquatiques et affectant ainsi l'ensemble de la chaîne trophique (Maceda-Veiga et al., 2017), ou encore en exerçant une prédation excessive sur la faune aquatique indigène comme les larves d'amphibiens (Vannini et al., 2018). Certaines des plantes récemment introduites en Camargue comme la Jussie ou le Baccharis à feuilles d'Halimium sont des envahissantes à fort impact écologique sur les communautés de plantes indigènes comme cela a été démontré ailleurs en Méditerranée (Brundu, 2015 ; Caño et al., 2014). Parmi les causes possibles à l'origine de la progression du nombre et de l'abondance des espèces exotiques, la culture du riz pourrait avoir joué un rôle non négligeable en favorisant la dispersion de ces espèces grâce à l'important réseau de canaux d'irrigation et de drainage d'une part, et d'autre part en fournissant de vastes espaces inondés d'eau douce en été, favorisant l'implantation d'espèces aquatiques à affinité tropicale (Valls et al., 2014).

Les naturalistes s'accordent sur le déclin généralisé des amphibiens, odonates et orthoptères, ce qui va dans le sens d'un impact fort des changements d'occupation du sol survenus en Camargue ces dernières décennies. Contrairement aux oiseaux ou aux mammifères, ces taxons incluent des espèces qui partagent des habitats similaires. Les amphibiens et les odonates sont étroitement liés aux zones humides d'eau douce tandis que les orthoptères sont souvent associés aux prairies. L'examen des images aériennes montre que les marais temporaires et les prairies naturelles sont justement les deux habitats ayant le plus régressé en superficie entre l'après-guerre et les années 1980, convertis en zones agricoles et industrielles (Tamisier et Dehorter, 1999). Les changements dans la gestion hydraulique du delta ont également eu un impact négatif fort sur la communauté originelle d'amphibiens et d'odonates, en transformant une part importante des marais temporaires subsistants en marais permanents (Tamisier et Dehorter, 1999). La contamination des zones humides à la suite des opérations de démoustication (Jakob et Poulin, 2016 ; Poulin et al., 2022) ou de l'utilisation massive d'intrants d'origine agricole (Mesléard et al., 2016) a également eu un impact mesurable. Les espèces exotiques envahissantes, déjà évoquées plus haut, et notamment l'Écrevisse de Louisiane, ont également participé à affecter les populations d'odonates (Schioppa et Siesa, 2014). En Camargue comme à l'échelle de l'ouest du bassin méditerranéen, les oiseaux semblent plus résilients aux changements avec plusieurs explications possibles : meilleure protection sur le plan international et local (Tourenq, 2000), artificialisation de la gestion hydraulique de la Camargue offrant des zones d'alimentation stables dans le temps (Isenmann, 2012 ; Mathevet et Tamisier,

2002 ; Tourenq et al., 2001), explosion démographique d'une nouvelle espèce-proie (l'Ecrevisse de Louisiane) (Poulin et al., 2007).

La masse d'informations inédites produites dans le cadre de cette étude démontre l'intérêt de compléter les données de suivis disponibles dans la littérature ou dans les bases de données avec des interviews d'experts. En Camargue, les meilleurs suivis concernent des espèces à fort intérêt patrimonial qui sont souvent en forte progression localement et à l'échelle européenne (ex : Ibis falcinelle, Flamant rose). Se baser uniquement sur ces données de dénombrement pourrait laisser à penser que la biodiversité se porte plutôt bien dans le delta (Isenmann, 2012) ce que notre étude réfute. Compte tenu du manque de suivis à long terme et de l'absence de moyens suffisants pour les mettre en place dans de nombreux pays, le recours aux experts devrait être envisagé pour compléter le suivi de l'état et des tendances des zones humides méditerranéennes. C'est d'ailleurs ce que nous avons fait avec Dilara Arslan (doctorante encadrée par Lisa Ernoul, Arnaud Béchet et François Mesléard de la Tour du Valat), en l'appliquant à l'ensemble de la communauté d'oiseaux nicheurs et non-nicheurs du delta du Gediz, l'une des principales zones humides de Turquie.

### **3. L'importance de la date de référence pour expliquer les tendances de biodiversité**

Comme pour tous les indicateurs de biodiversité, l'année ou l'état de référence (*baseline*) qui sert à estimer les tendances est un paramètre essentiel. L'augmentation des populations d'oiseaux que nous avons observée à l'échelle des zones humides de l'ouest du bassin méditerranéen et, dans une moindre mesure, de la Camargue depuis les années 1970, peut être considérée comme un succès de conservation. Mais cette augmentation compense-t-elle les déclinés que les oiseaux ont pu subir avant cette période alors que les prélèvements n'étaient pas régulés et que l'aménagement des zones humides battait son plein, notamment dans les pays aujourd'hui développés ? En Camargue par exemple, comme dans tous les principaux deltas de Méditerranée (Stanley et Wame, 1998), le fonctionnement hydrologique a été presque entièrement artificialisé (Blondel et al., 2013). En réponse aux inondations humainement et économiquement catastrophiques du milieu du 19<sup>ème</sup> siècle (Mathevet, 2004), des

travaux hydrauliques d'envergure ont été menés, conduisant à l'endiguement complet des deux bras du Rhône (1868) ainsi que du front de mer (1862). En dehors des précipitations qui sont d'importance limitée (en moyenne 600 mm par an), les entrées d'eau dans le delta sont donc depuis entièrement contrôlées par l'Homme. Ce corsetage du delta du Rhône a eu des répercussions importantes sur le fonctionnement hydrologique des zones humides (lagunes saumâtres et marais d'eau douce) mais aussi sur l'occupation du sol puisqu'il a permis le développement d'activités agricoles et industrielles dans les points bas, autrefois régulièrement inondés par les crues du fleuve ou les intrusions marines (Blondel et al., 2013). Les principales transformations d'origine anthropique du paysage camarguais se sont produites pendant les « trente glorieuses » (1945-1975) qui correspondent aux années de forte croissance économique en France et qui se sont traduites par la conversion de la moitié des habitats naturels en zones cultivées ou industrielles (Tamisier et Dehorter, 1999) (Tableau 2). Si la surface des habitats naturels restants est restée stable depuis, la Camargue subit de nouvelles pressions, y compris bien sûr les effets du changement climatique qui se font notamment sentir par une augmentation marquée de la température annuelle moyenne (+1.5 degrés C. depuis 1960).

**Tableau 2.** Taux de changement annuel de la surface en habitats naturels et semi-naturels de Camargue. Les pertes et les gains d'habitats naturels ont été estimés à partir de photographies aériennes pour la période 1942-1984 (Tamisier et Dehorter, 1999) et par le Parc naturel régional de Camargue pour la période 1991-2011 (Parc naturel régional de Camargue, 2013). Les habitats naturels incluent les forêts, prairies, dunes, marais et lagunes côtières.

	Taux de changement annuel
1942-1953	-0.72
1953-1976	-1.48
1976-1984	-0.47
1991-2011	+0.1

La Camargue est l'un des rares sites d'Europe où il est envisageable d'étudier la composition et la structure d'une communauté d'oiseaux de zone humide avant ces grands aménagements et ainsi évaluer la réponse des communautés à ces transformations. Les premiers inventaires ornithologiques ont été initiés au 18<sup>ème</sup> siècle

(Darluc, 1782) et les premières listes complètes du Gard et des Bouches-du-Rhône publiées au milieu du 19<sup>ème</sup> siècle (Crespon, 1840 ; Jaubert et Lapommeraye, 1859). Ces listes, riches en anecdotes et en informations sur l'écologie des espèces, sont la synthèse d'observations réalisées par les auteurs eux-mêmes, et de spécimens rapportés par les chasseurs locaux. Je tiens à saluer le travail réalisé par ces premiers ornithologues qui s'est avéré extrêmement précis et fiable malgré les difficultés qui devaient accompagner la pratique de l'ornithologie à cette époque. A partir de la fin du 19<sup>ème</sup> siècle, un plus grand nombre d'ornithologues, notamment étrangers, visitèrent la Camargue et publièrent leurs observations, permettant à Hugues (1937) et à Mayaud (1938) de rédiger de nouvelles listes ornithologiques. A partir de 1954, la création de la station biologique de la Tour du Valat entraîna l'installation à l'année d'une petite équipe d'ornithologues qui parcoururent la Camargue pour étudier et dénombrer les oiseaux. Leurs observations ainsi que celles faites par leurs collègues des autres structures de protection camarguaises et d'un nombre croissant d'ornithologues amateurs firent l'objet de synthèses publiées à intervalles de quelques années, et ce jusqu'à aujourd'hui (pour la liste complète, voir **Galewski et Devictor, 2016**). Des listes d'espèces exhaustives et annotées furent également produites ces dernières décennies comme nous l'avons évoqué dans le paragraphe précédent.

J'ai donc parcouru l'ensemble de la bibliographie historique disponible pour construire une matrice de présence-absence de toutes les espèces d'oiseaux ayant niché en Camargue entre ~1830 et 2009. Cette information a été complétée par une estimation qualitative de l'abondance de chaque espèce pour chaque pas de temps, en distinguant les espèces « rares » des espèces « communes ». Cette matrice nous a été utile pour calculer un indice d'abondance multi-spécifique, pour l'ensemble de la communauté d'oiseaux nicheurs et par groupe d'espèces spécialisées dans les deux principaux écosystèmes rencontrés en Camargue : les zones humides (marais d'eau douce, lagunes saumâtres et salins) et les zones agricoles (terres cultivées et prairies pâturées). Elle nous a également permis de calculer deux indices de communauté largement utilisés pour mesurer les changements dans la composition des communautés dirigés par les changements d'usage des terres et de changement climatique : l'Indice de Spécialisation des Communautés (CSI pour *Community Specialisation Index*) et l'Indice de Température des Communautés (CTI pour *Community Temperature Index*) (Encadré n°4). L'ensemble des détails concernant la méthodologie sont consultables dans **Galewski et Devictor (2016)**.

#### Encadré n°4 – Description du *Community Temperature Index* et du *Community Specialisation Index*

Ces deux indices font partie de la famille des indices de communauté basés sur des traits spécifiques, pondérés par l'abondance des espèces. Dans le cas de l'Indice de Température des Communautés (CTI), une augmentation de l'indice correspond à une augmentation des espèces à affinité chaude relativement aux espèces à affinité froide. Le mot « relatif » est important puisque ces changements relatifs peuvent en réalité se traduire par une augmentation réelle des espèces à affinité chaude et/ou une diminution réelle des espèces à affinité froide. Le CTI est calculé à partir de l'abondance des espèces et de leur affinité thermique :

$$CTI = \frac{\sum_{i=1}^N (STI_i \times \log(\text{Abondance}_i + 1))}{\sum_{i=1}^N \log(\text{Abondance}_i + 1)}$$

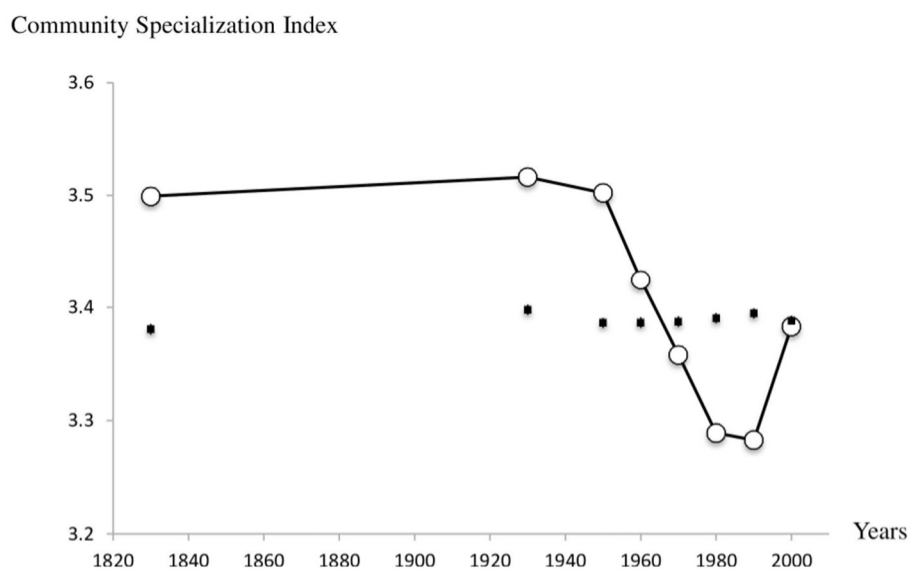
« STI » est l'indice thermique spécifique (*Species Temperature Index*, Devictor et al., 2008a), N le nombre d'espèces (i) et le  $\log(\text{abondance}+1)$  peut être utilisé pour atténuer l'influence des espèces fortement abondantes comme les espèces d'oiseaux d'eau grégaires (Godet et al., 2011). Le STI est la moyenne des températures enregistrées sur l'aire de distribution de l'espèce (Devictor et al., 2008a).

Afin de mesurer les impacts des changements d'usage des terres sur les communautés d'espèces ; un niveau de spécialisation propre à chaque espèce a été défini, l'indice de spécialisation spécifique (*Species Specialisation Index*, Devictor et al., 2008b). Comme il est attendu que les espèces spécialistes soient remplacées par des espèces généralistes en cas de perte ou de dégradation de leur habitat, l'indice de spécialisation des communautés (CSI) devrait diminuer à la suite d'une modification du paysage. Le SSI est la variation de la préférence des espèces d'oiseaux pour différents habitats (Le Viol et al., 2012). La préférence d'habitat décrit le niveau d'affinité de l'espèce pour se reproduire ou s'alimenter dans un habitat donné. Le CSI se calcule comme le CTI.





**Figure 12.** Changements de l'indice d'abondance des oiseaux nicheurs de Camargue au cours du temps : (a) pour la communauté complète. Les valeurs de l'indice sont représentées par des cercles blancs tandis que les valeurs simulées de l'indice à partir d'échantillons aléatoires d'espèces sont représentés par des carrés noirs et leurs erreurs standard associées (non visibles). (b) en fonction de l'habitat utilisé par les espèces spécialistes. L'indice est calculé par  $\sum a_i / \sum i$ , où  $a$  est l'abondance de l'espèce  $i$  dans la communauté ( $a=0$  si l'espèce est absente, 1 si elle est rare, 2 si elle est commune). L'indice a pu être calculé pour les périodes 1820-40, 1920-40, 1950-59, 1960-69, 1970-79, 1980-89, 1990-99, 2000-09. Tirée de **Galewski et Devictor (2016)**.



**Figure 13.** Changements de l'Indice de Spécialisation des Communautés des oiseaux nicheurs de Camargue au cours du temps. L'indice est représenté par les cercles blancs tandis que les valeurs simulées calculées à partir d'échantillons d'espèces aléatoires ainsi que leurs erreurs standard associées (non visibles) sont représentées par des carrés noirs. L'indice est estimé par  $\sum(a_i SSI_i) / \sum a_i$  où  $a$  est l'abondance d'une espèce  $i$  et SSI est l'indice de spécialisation spécifique. Tirée de **Galewski et Devictor (2016)**.

En établissant une date de référence antérieure aux transformations profondes qu'a subies la Camargue à travers (i) l'endiguement du Rhône et du front de mer et (ii) le développement à grande échelle d'activités agricoles et industrielles, nous révélons des changements significatifs dans l'avifaune de Camargue, inconnus des naturalistes locaux (voir paragraphe précédent). L'examen de la littérature historique nous a

notamment révélé la présence ancienne d'espèces dont la reproduction le long du bassin méditerranéen semble aujourd'hui difficile à imaginer, leur aire de reproduction se situant beaucoup plus au nord : Pygargue à queue blanche, Canard pilet, Phragmite aquatique, Courlis cendré, Bécassine des marais... On peut bien sûr remettre en question ces observations anciennes, mais la consultation de la littérature des régions limitrophes nous apprend que des populations de ces espèces existaient dans le delta du Guadalquivir (Espagne), les zones humides de Corse ou bien encore dans le delta du Pô (Italie) jusque dans la seconde moitié du XX<sup>ème</sup> siècle (ex : Thibault, 1983). De manière intéressante, l'examen de la littérature ornithologique historique du delta du Gediz (Arslan et al., 2022), bien que moins bien fournie, nous a aussi révélé la présence d'un cortège d'espèces au 19<sup>ème</sup> siècle qui ne se retrouvent plus aujourd'hui que dans les steppes de l'intérieur du pays (Outarbe barbue, Aigle impérial, Ganga unibande) ou dans les zones humides situées à plusieurs centaines de kilomètres au sud (Martin-chasseur de Smyrne, Alcyon pie). Pour revenir à la Camargue, les auteurs anciens nous apprennent également que des espèces devenues aujourd'hui très rares à l'échelle du continent européen étaient si abondantes que les chasseurs de Camargue et de Provence avaient développé des techniques spécifiques pour les capturer en masse pendant leur migration (Crespon, 1840). C'est par exemple le cas des trois espèces de marouettes ou du Râle des genêts. Certaines espèces considérées comme « nouvelles » dans le paysage camarguais aujourd'hui, comme la Grue cendrée (en hiver), la Cigogne noire, le Goéland railleur ou encore l'Ibis falcinelle, étaient en réalité déjà signalées, parfois en abondance, au 18<sup>ème</sup> et début du 19<sup>ème</sup> siècles, avant de disparaître puis de réapparaître récemment. Si elle ne nous permet pas toujours d'expliquer ces changements, l'étude de la littérature historique nous permet en revanche d'ajouter l'avifaune des zones humides méditerranéennes à la longue liste des espèces et des écosystèmes pour lesquels nous sommes atteints « d'amnésie écologique » (Papworth et al., 2009 ; Pauly, 1995 ; Soga et Gaston, 2018).

L'autre enseignement est que le changement du modèle agricole en Camargue, initié après la fin de la Seconde Guerre Mondiale, est contemporain du déclin de nombreuses espèces d'oiseaux, et notamment des espèces spécialistes des milieux agricoles. Je pense que cet appauvrissement résulte de deux processus. D'une part, l'abandon de l'élevage ovin au profit de la culture du riz a entraîné la conversion massive de milieux semi-naturels pâturés (prairies et marais à inondation temporaire) en terres arables (Tamisier et Dehorter, 1999) qui a sans doute directement entraîné le déclin voire l'extinction de plusieurs espèces associées aux vastes ensembles de prairies sèches (ex : Alouette calandre, Alouette calandrelle, Traquet motteux,

Vanneau huppé). D'autre part, la transition vers une agriculture céréalière intensive s'est accompagnée d'une transformation du paysage et des pratiques, bien connues pour leurs effets néfastes sur les oiseaux des milieux agricoles cultivés (Krebs et al., 1999). L'exemple de l'extinction locale des 4 espèces de pie-grièche, groupe d'oiseaux particulièrement sensibles à l'intensification agricole (Chiatante, 2020), est à ce titre plutôt édifiant. La meilleure tendance observée dans les populations d'oiseaux d'eau n'est donc pas généralisable à l'ensemble des espèces d'oiseaux présentes en Camargue. Indice que ce constat est valable pour d'autres zones humides méditerranéennes, le déclin des oiseaux prairiaux et des milieux cultivés a été retrouvé dans l'étude que nous avons menée avec Dilara dans le delta du Gediz (Arslan et al., 2022) et semble avoir des causes similaires : déclin du pâturage extensif et homogénéisation des pratiques vers la culture intensive du coton. Dans le chapitre suivant, nous avons cherché à évaluer l'impact de l'intensification agricole sur la biodiversité d'une zone humide.

Notre étude ne met pas en évidence de réponse claire de la communauté d'oiseaux nicheurs de Camargue à l'élévation des températures contrairement à l'attendu (Devictor et al., 2008a). Il est possible toutefois que la communauté ait été modifiée mais que le manque de précisions de nos données d'abondance rende difficile la détection de ces changements. La progression de certaines espèces thermophiles en Camargue puis dans le reste du sud de la France au cours du XX<sup>ème</sup> siècle pourraient trouver leur explication dans des printemps et étés plus chauds, Coucou-geai ou Guêpier d'Europe par exemple (Isenmann, 2012), voire des hivers plus doux permettant ainsi une meilleure survie hivernale (Sanz-Aguilar et al., 2012). Il est aussi possible que la réponse de la communauté au changement climatique ait interagi avec des facteurs confondants tels que les changements d'usage des terres comme cela a été démontré dans les écosystèmes forestiers (Clavero et al., 2011). Parmi les espèces qui ont le plus décliné en Camargue, on retrouve des oiseaux associés aux pelouses sèches qui ont été massivement converties en terres agricoles à partir des années 1950. Or ces espèces – Alouette calandre et calandrelle, Cédicnème criard par exemple – sont des espèces thermophiles. Au contraire, les espèces qui ont progressé parce qu'elles ont bénéficié du développement de l'agriculture intensive – Corneille noire, Choucas des tours, Pigeon ramier par exemple – sont généralement des espèces à large répartition géographique et donc beaucoup moins thermophiles même si leur niche thermique est en réalité très large. Nous avons tenté de mieux comprendre l'interaction entre le changement climatique et les changements d'usage des terres sur les communautés d'oiseaux, comme vous le verrez dans les prochains chapitres.

## *Chapitre 3 : Evaluer l'impact des pressions anthropiques.*

---

### **1. Le cas de l'intensification agricole**

#### **1.1. Agriculture intensive et biodiversité**

L'agriculture apparaît comme l'un des secteurs à fort impact sur les zones humides méditerranéennes et leur biodiversité. Les indicateurs de suivi-évaluation de l'OZHM ont mis en évidence que : (i) les zones humides étaient principalement converties en terres agricoles, (ii) l'eau douce prélevée ou stockée dans des lacs de barrage servait majoritairement à l'irrigation des terres agricoles, et (iii) la détérioration de la qualité de l'eau était largement le résultat d'un usage massif d'intrants agricoles (voir Chapitre 1). Au moins localement comme en Camargue et le delta du Gediz, les changements de modèle agricole ont entraîné le déclin des espèces spécialistes des prairies, zones humides temporaires et/ou des milieux agricoles extensifs qui occup(ai)ent des surfaces souvent considérables dans les zones humides méditerranéennes.

Le rôle de l'agriculture intensive dans le déclin des oiseaux et de la biodiversité en général est bien connu des scientifiques et a largement été communiqué auprès du grand public et des décideurs politiques. Les cortèges d'espèces associées à ces milieux affichent des déclinés très marqués : - 71 % de la richesse spécifique des plantes messicoles depuis les années 1950 en Allemagne (Meyer et al., 2013), - 30 % de l'abondance moyenne des rhopalocères de prairies en Europe depuis 1990 (Warren et al., 2021), - 57 % de l'abondance des oiseaux spécialistes des milieux agricoles en Europe entre 1980 et 2016 (Rigal et al., 2023) pour ne citer que quelques chiffres. L'homogénéisation des paysages agricoles et l'intensification des pratiques sont les facteurs principaux à l'origine de ces déclinés (Benton et al., 2003 ; Donald et al., 2001 ; Kleijn et al., 2011 ; Tschardtke et al., 2005). Plus précisément, les changements démontrés comme nocifs pour la biodiversité incluent l'usage massif d'intrants de synthèse et notamment de pesticides (Bengtsson et al., 2005; O.M. Smith et al., 2020; Tuck et al., 2014, Tuomisto et al., 2012), l'évolution des variétés cultivées, des techniques de récolte, de labour ou des pratiques inter-culturelles (Moreby et Southway, 1999; Stoate et al., 2009, Newton, 2004, Robinson et Sutherland, 2002), la

spécialisation des bassins de production (Batary et al., 2020 ; Sirami et al., 2019) et la diminution de la surface des milieux semi-naturels (prairies, boisements, haies...) (Báldi et Batary, 2011 ; Toffoli et Rughetti, 2017).

L'impact de l'intensification agricole sur la biodiversité a été peu étudié dans un contexte de zone humide, alors que les problématiques y sont singulières à plusieurs titres. La principale culture dans les zones humides méditerranéennes est le riz (1,300,000 ha, Ferrero, 2006) qui présente la particularité d'être une culture inondée. La culture du riz est donc en étroite connexion avec les milieux semi-naturels du fait des échanges hydrauliques avec les cours d'eau, les marais et les autres milieux humides via des canaux d'irrigation et de drainage (Mouret et Leclerc, 2018). Plusieurs espèces utilisent les rizières comme habitat de substitution aux marais, comme cela a été étudié par exemple chez les macro-invertébrés aquatiques (Rosecchi et al., 2006) ou les oiseaux d'eau (Elphick, 2000). Les bordures de parcelles des paysages rizicoles sont relativement larges (> 3 m) afin de contenir l'eau dans les parcelles inondées. En Camargue, plusieurs infrastructures agroécologiques linéaires peuvent donc coexister sur la même bordure, comme des haies, des bandes enherbées ou des linéaires de roseaux le long des canaux. De plus, originellement, la plupart des exploitations agricoles de Camargue sont basées sur un système de polyculture-élevage extensif qui garantit le maintien de superficies importantes de milieux semi-naturels (prairies, zones humides et boisements) à proximité immédiate des parcelles de grande culture (Delmotte et al., 2016). Les paysages agricoles sont ainsi parmi les écosystèmes de Camargue où les communautés d'oiseaux sont les plus diversifiées (Blondel et Isenmann, 1981).

En Camargue comme dans les autres pays méditerranéens, les pratiques rizicoles ont beaucoup évolué au cours des dernières décennies, en partie pour répondre aux exigences d'un marché international de plus en plus compétitif (Mouret et Leclerc, 2018). Les données manquent mais à l'instar des autres systèmes de grandes cultures, d'importants linéaires de haies ont été arrachés, les parcelles fusionnées et les pratiques ont évolué avec le recours à de nouvelles molécules, une gestion de la circulation hydraulique optimisée, et un travail rapide du sol après récolte. Les oiseaux les plus étroitement associés aux milieux agricoles ont décliné sur la même période (Galewski et Devictor, 2016) sans que l'on soit en mesure d'identifier les facteurs précis qui en sont responsables (voir I.3). Il est en effet difficile d'extrapoler les connaissances acquises sur les autres agrosystèmes aux systèmes rizicoles de

Camargue puisque ces derniers se singularisent en termes de cultures et pratiques associées, paysage et identité des espèces.

C'est donc pour améliorer nos connaissances sur les facteurs de déclin de la biodiversité des milieux agricoles de Camargue que j'ai co-encadré la thèse de Pierre Mallet (Mallet, 2022). L'objectif de sa thèse était de mieux comprendre les effets interactifs des pratiques agricoles et de la structure du paysage sur la biodiversité (notamment les oiseaux) afin de comprendre comment la dynamique de gestion des milieux agricoles camarguais a pu conduire à son déclin et, dans un second temps, formuler des recommandations de gestion.

## **1.2. Les effets interactifs entre l'intensité des traitements en pesticides et la complexité du paysage**

La culture conventionnelle du riz nécessite une forte utilisation de pesticides, et notamment d'herbicides afin de lutter contre les adventices. Les effets délétères de ces traitements sur la biodiversité des systèmes rizicoles ont déjà été démontrés en Camargue avec un impact mesuré sur l'ensemble de la chaîne trophique (Mesléard et al., 2005 ; Tourenq et al., 2003). La culture du riz en agriculture biologique est possible et a même beaucoup progressé dans le delta ces dernières années jusqu'à atteindre 20% de la surface agricole utile. Elle nécessite toutefois de cultiver le riz sur des rotations beaucoup plus longues qu'en agriculture conventionnelle en alternant avec plusieurs années de cultures sèches. Ce passage en bio n'est donc pas envisageable sur une partie considérable des terres agricoles de Camargue (les plus basses) où les remontées de sel obligent à inonder quasi-annuellement les parcelles. En revanche, la littérature scientifique suggère qu'un certain niveau de complexité dans le paysage – diversité de cultures, surfaces en milieux semi-naturels – permet de compenser partiellement l'impact des pesticides en offrant des zones de refuge et/ou des ressources alimentaires complémentaires (Batory et al., 2010 ; Klaus et al., 2021 ; Smith et al., 2020).

Dans le cadre du premier article de thèse de Pierre (Mallet et al., 2022), nous avons choisi d'étudier les interactions entre l'intensité d'utilisation de pesticides et cinq composantes de l'hétérogénéité du paysage : longueur de haies, de bandes enherbées et de fossés, pourcentage de milieux semi-naturels et diversité des cultures, sur sept taxons différents (plantes, abeilles, papillons, syrphes, carabes, araignées et

oiseaux) en Camargue. Les données utilisées avaient été collectées dans le cadre du projet FarmLand (<http://www.farmland-biodiversity.org/>), qui en Camargue avait permis d'échantillonner 118 parcelles agricoles répartis dans 32 quadrats de 1\*1 km en 2013.

Les résultats montrent que différentes composantes de l'hétérogénéité des paysages influencent différents groupes taxonomiques : par exemple la longueur des bandes enherbées influence positivement les araignées et l'abondance des oiseaux, et la surface en milieux semi-naturels influence positivement l'abondance des araignées mais négativement celle des carabes (Tableau 3). Il existe de plus des effets interactifs entre l'intensité des traitements en pesticides et la complexité du paysage : la complexité du paysage a un effet positif plus fort - sur les peuplements d'abeilles, oiseaux et araignées - dans les parcelles intensivement traitées (Tableau 3). Les variables du paysage concernées varient ici aussi entre les groupes taxonomiques : bandes enherbées pour les oiseaux, canaux et diversité en cultures pour les abeilles, milieux semi-naturels pour les araignées. Aucun effet interactif n'a été observé entre l'hétérogénéité du paysage et l'intensité d'utilisation de pesticides pour les plantes, les papillons, les syrphes et les carabes.

Ces résultats confirment de précédentes études qui ont mis en évidence un effet interactif entre l'utilisation des pesticides et la proportion de milieux semi-naturels sur différents groupes taxinomiques (ex : Smith et al. 2020). Ils apportent en revanche des précisions en suggérant que les effets interactifs entre pesticides et paysage diffèrent entre les composantes de paysage et les différents taxons. Le maintien d'un paysage complexe est donc essentiel pour maintenir la biodiversité dans les systèmes rizicoles conventionnels de Camargue, et cette complexité doit s'exprimer à travers une diversité de composantes pour bénéficier à une diversité de taxons. Notons également que des éléments de paysage consommant peu de surface productive tels que les bandes enherbées ou les bordures végétalisées des canaux peuvent suffire pour compenser les effets négatifs des pesticides sur certains taxons.



**Tableau 3.** Effet des variables retenues après sélection des modèles, pour la richesse spécifique (SR) et l'abondance (Ab) de chaque taxon. TFI est l'abréviation pour Indice de Fréquence de Traitement. Le symbole o indique que l'intervalle de confiance à 95% contient zéro, + indique un effet positif significatif, - indique un effet négatif significatif, l'absence de symbole indique que la variable n'a pas été retenue dans le modèle. Tiré de **Mallet et al. (2022)**.

	Bee SR	Bee Ab	Bird SR	Bird Ab	Butterfly SR	Butterfly Ab	Carabid SR	Carabid Ab	Plant SR	Spider SR	Spider Ab	Hoverfly SR	Hoverfly Ab
Hedgerow			o	o						o	o	-	
Grass strip	o	o		+					o	+	+	o	o
Ditch	o											o	o
Crop diversity		o	o			o	o	-		o		o	o
Semi-natural		o					-	-		o	+		o
TFI	o	o	o				o	o	o	o	o	o	o
Hedgerow * TFI				o								o	
Grass strip * TFI	o			+									
Ditch * TFI	+												
Crop diversity * TFI		+											
Semi-natural * TFI										+	+		

### 1.3. Le rôle des différents éléments linéaires de bord de champs en tant qu'habitats de substitution pour les oiseaux

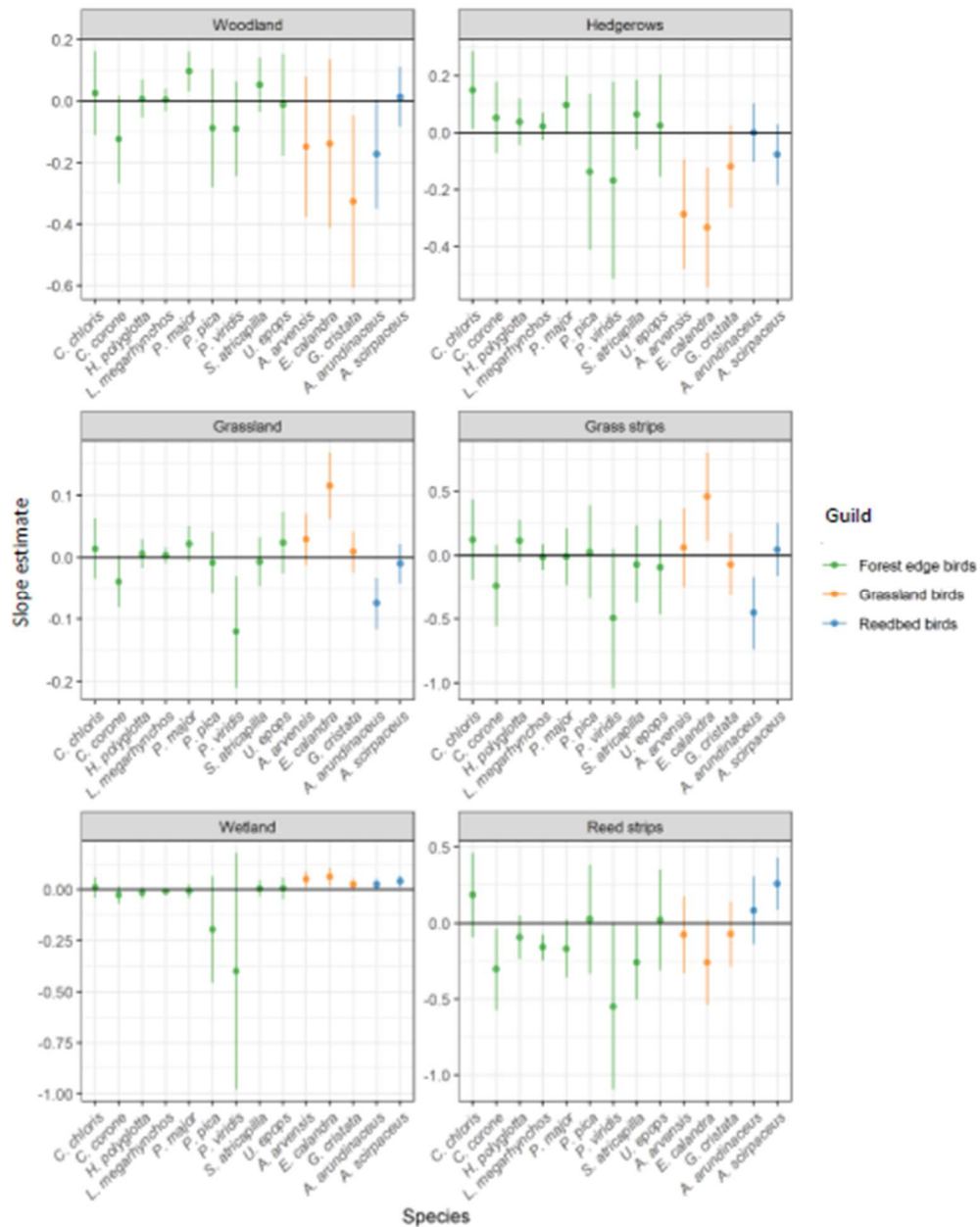
L'étude présentée précédemment nous a révélé l'importance des bordures non cultivées de bord de parcelle pour atténuer l'impact de pratiques agricoles intensives sur la diversité et l'abondance de certains taxons. Une gestion de ces espaces plus favorable à la biodiversité, voire leur restauration là où ils ont été détruits, pourrait constituer un levier efficace pour conserver les oiseaux de Camargue. Néanmoins, compte tenu de la diversité écologique des espèces d'oiseaux rencontrées en Camargue et de la diversité d'éléments linéaires de bord de champ, il est important de mieux comprendre leur rôle et intérêt respectifs avant d'émettre des recommandations.

Pierre a ainsi voulu tester l'hypothèse de compensation des habitats (Brotons et al., 2005), c'est à dire dans notre cas, si les éléments linéaires de bord de champ pouvaient représenter des habitats de substitution pour les espèces d'oiseaux dont l'habitat originel (les milieux semi-naturels) a fortement régressé en Camargue. Avec l'aide de Thomas Blanchon et Thomas Dagonet – tous deux techniciens ornithologues à la Tour du Valat – il a réalisé des suivis ornithologiques dans 86 parcelles en agriculture biologique. Ces parcelles ont été sélectionnées avec l'aide du laboratoire Dynafor de l'INRAE de Toulouse, le long d'un gradient de surface de milieux semi-naturels et de haies. Il a ensuite cherché à savoir si la superficie de trois types contrastés de bordures de parcelle – massifs de roseaux dans et autour des canaux, bandes enherbées, haies – présents dans un rayon de 500 mètres autour de chaque parcelle étudiée avait un effet sur l'abondance des passereaux nicheurs de Camargue en fonction de leur habitat originel : roselières, prairies, lisières forestières.

Les résultats – publiés dans **Mallet et al. (2023)** - montrent que l'hypothèse de compensation est partiellement confirmée (Figure 14). La Rousserolle effarvate répond positivement à la fois à la surface en marais (habitat originel) et en linéaires de roseaux dans les canaux (habitat de substitution). De même, le Bruant proyer répond positivement à la surface en prairies (habitat originel) et en bandes enherbées (habitat de substitution). Ces deux espèces sont même davantage favorisées par les éléments linéaires que par les milieux semi-naturels. Les 12 autres espèces testées ne confirment en revanche pas l'hypothèse de compensation bien qu'une - le Verdier d'Europe – soit favorisée par la surface en haies (mais pas par la surface en boisements).

Il existe donc un effet positif des éléments linéaires sur les passereaux nicheurs de Camargue mais il est limité. Les observations de terrain mettent en évidence une grande diversité dans l'âge, la structure et les essences dominantes des haies de Camargue qui peuvent expliquer qu'elles ne soient pas toutes favorables aux passereaux de lisière forestière. De même, la gestion (fauche) voire l'usage des bandes enherbées (chemins d'accès pour les engins agricoles) peuvent influencer la fréquentation de ces milieux par les oiseaux. Enfin, les massifs de roseaux qui colonisent les bords de parcelle sont limités par la largeur des canaux et les pratiques d'entretien de la végétation. Toutes ces contraintes peuvent aussi expliquer pourquoi certaines espèces nicheuses de Camargue n'ont pas été retrouvées dans les éléments linéaires alors qu'elles sont bien présentes dans les milieux surfaciques (ex : la Mésange bleue, une espèce liée aux boisements, le Pipit rousseline, une espèce de prairies ou encore la Panure à moustaches, un oiseau de roselières). Il est probable

également que la catégorisation trop grossière de nos habitats ait empêché l'obtention d'un signal, par exemple en regroupant des types de haies très différentes, en omettant les arbres isolés ou en prenant en compte la surface plutôt que le linéaire des habitats de bord de champ.



**Figure 14.** Estimations ( $\pm$  intervalle de confiance 95%) de l'effet des variables du paysage pour chaque espèce étudiée. Chaque graphe correspond à une variable de paysage ; les habitats surfaciques à gauche et ceux linéaires des bords de parcelles à droite. La ligne noire horizontale correspond à 0. Si les intervalles de confiance ne superposent pas le zéro, l'effet de la variable de paysage sur l'abondance de l'espèce correspondante est considéré significatif.

Notre étude met également en évidence l'effet négatif de certains éléments linéaires en fonction de l'affinité écologique des espèces. Ainsi, plusieurs espèces de lisière forestière (Pic vert, Fauvette à tête noire, Corneille noire, Rossignol philomèle) sont défavorisées par la surface en massifs de roseaux, la Rousserolle turdoïde par les haies, et les oiseaux de prairie (Alouette des champs, Bruant proyer, Cochevis huppé) par les haies (Figure 14). Ces éléments paysagers n'offrent sans doute pas de ressources pour les espèces concernées (Shoffner et al., 2018), sont difficilement exploitables ou bien augmentent la pression de prédation (Burger et al., 1994). En conséquence, l'augmentation de la représentation d'un type d'élément linéaire dans le paysage agricole de Camargue pourrait avoir des effets antagonistes sur les oiseaux en fonction de leur affinité écologique.

#### **1.4. Implications pour la conservation des oiseaux de Camargue**

Les travaux de la thèse de Pierre Mallet cités plus haut ainsi que ceux en cours de publication ont mis en évidence le rôle majeur de l'hétérogénéité du paysage agricole et des pratiques agricoles dans la préservation de la biodiversité d'une des plus importantes zones humides méditerranéennes. Un paysage agricole de zone humide accueillant pour les espèces contient une proportion élevée de milieux semi-naturels surfaciques (zones humides, prairies, boisements) et linéaires de bord de parcelle (végétation des canaux, bandes enherbées, haies), ainsi qu'une diversité de cultures et une taille réduite des parcelles agricoles. Parmi les pratiques agricoles, deux études en cours de finalisation, ont permis de mettre en évidence le rôle clé du maintien des chaumes de riz en inter-culture pour les passereaux hivernants et les grues cendrées.

En Camargue, la proportion de milieux semi-naturels est passée de 67% à 39% entre la Seconde Guerre Mondiale et les années 1980 (stable depuis ; Tamisier et Dehorter, 1999 ; Parc naturel régional de Camargue, 2013). Compte tenu des enjeux de sécurité alimentaire (ou présentés comme tels) qui ont récemment pris une tournure très politique, il est peu probable que de grandes surfaces de terres cultivées soient restaurées en milieux semi-naturels plus favorables à la biodiversité. Il n'existe pas de données sur l'évolution des éléments linéaires des bords de champs (haies, bandes enherbées, canaux) mais ils ont très certainement beaucoup régressé après la mise en place du second plan de relance du riz en 1970 pour répondre aux besoins d'une

agriculture mécanisée et plus productive (Mouret et Leclerc, 2018). Aucun indice ne laisse supposer que la tendance se soit inversée depuis. Nos observations de terrain et le travail mené par deux étudiants ingénieurs agronomes que j'ai eu la chance de co-encadrer (Juliette Migairou-Leprince et Nicolas Georget) nous révèlent au contraire que lorsque ces éléments linéaires subsistent, ils sont entretenus par des pratiques diverses, souvent néfastes pour la biodiversité : brûlis, curages, écobuages, fauchages répétés...

Accompagner les agriculteurs vers une gestion plus favorable des bordures de champ, voire leur restauration là où c'est possible, nous apparaît donc comme un levier prometteur pour la conservation de la biodiversité de Camargue. Nos études ont cependant mis en évidence le rôle antagoniste que pouvaient jouer les éléments du paysage, les haies favorisant par exemple les oiseaux de lisière forestière et certaines chauves-souris mais pas les oiseaux prairiaux, ni les oiseaux d'eau. En Camargue, plusieurs enjeux de conservation importants reposent sur des habitats humides et prairiaux ainsi que sur les espèces qui y sont associées. Il ne faudrait pas que des actions de conservation réalisées dans le paysage agricole entraînent des conséquences négatives sur ces cortèges. Il est donc primordial dans une zone humide telle que la Camargue de planifier précisément dans l'espace les efforts de restauration d'éléments linéaires, en prenant en compte l'ensemble des contraintes et objectifs revendiqués par les différents acteurs du territoire.

## **2. Mesurer les interactions entre pressions anthropiques. L'exemple du changement climatique et des changements d'usage des terres**

### **2.1. Le changement climatique et les oiseaux d'eau**

Pour les oiseaux d'eau, le changement climatique est un facteur de changement majeur et relativement récent, qui s'ajoute à d'autres pressions historiques. La réduction et/ou la plus forte saisonnalité des précipitations attendues dans le bassin méditerranéen (Cramer et al., 2020) ainsi que localement la fonte des glaciers vont entraîner une hydropériode réduite et une augmentation de la salinité dans les zones

humides des régions arides avec pour conséquence une dégradation de la capacité d'accueil pour les oiseaux d'eau (Gutierrez, 2014 ; Haig et al., 2019). L'élévation future du niveau marin devrait également entraîner la submersion d'une partie des zones humides côtières (Schuerch et al., 2018 ; Spencer et al., 2016) telles que les lagunes et marais littoraux, détruisant l'habitat des oiseaux d'eau ou le rendant moins favorable à la suite de l'augmentation des niveaux d'eau et/ou de la salinité (Iwamura et al., 2013).

La réponse des oiseaux d'eau à l'augmentation des températures s'exprime entre autres par des changements d'abondance et de distribution chez les oiseaux en hivernage (Godet et al., 2011 ; Guillemain et al., 2013 ; Lehikoinen et al., 2021 ; Maclean et al., 2008, Pavón-Jordán et al., 2015). En hiver, la demande énergétique peut être deux à trois fois plus importante au nord de la distribution (Wiersma et Piersma, 1994) et la sévérité des conditions climatiques (températures et couvert neigeux) est fortement responsable des changements d'abondance des oiseaux d'eau (Schummer et al., 2010). En relâchant la demande énergétique et en réduisant les risques liés au froid, le réchauffement climatique favorise le déplacement des populations vers le nord. Ainsi le changement de distribution hivernale peut induire une réduction de la distance de migration (Sauter et al., 2010) avec des conséquences positives pour les oiseaux d'eau, la migration étant elle aussi coûteuse énergétiquement et risquée. Il a par exemple été démontré que la réduction des distances de migration pouvait améliorer le succès reproducteur (Gilroy, 2017) et diminuer le risque de mortalité (Duijns et al., 2017).

Avant que nous nous y intéressions, la compréhension de l'ajustement des oiseaux d'eau au changement climatique à l'échelle internationale était limitée à quelques espèces non représentatives de la diversité des oiseaux d'eau (Maclean et al., 2008, Pavón-Jordán et al., 2015, Sauter et al., 2010). Plusieurs études étaient focalisées sur l'Europe du Nord, c'est-à-dire en limite nord de l'aire de distribution de la plupart des espèces, où les dynamiques de population ne sont pas représentatives de la diversité des changements observés ailleurs dans le monde (Amano et al., 2018). Afin de combler ces lacunes, Elie Gaget, dont j'ai co-encadré la thèse avec Isabelle Leviol et Frédéric Jiguet entre 2015 et 2018, s'est intéressé à l'ajustement de la distribution de toutes les espèces d'oiseaux d'eau hivernants en Méditerranée au réchauffement climatique. Dans cette région tempérée, se côtoient des populations au centre, en limite sud et en limite nord de leur aire d'hivernage. Il s'est notamment focalisé sur l'ajustement des communautés d'espèces à l'augmentation des températures malgré le cumul d'autres facteurs de changement.

## 2.2. Les effets interactifs des changements d'usage des terres et du changement climatique sur les oiseaux d'eau

Le changement climatique et les changements d'usage des terres sont parmi les plus fortes pressions s'exerçant sur la biodiversité et leur combinaison a des conséquences majeures pour leur conservation (Pereira et al., 2010). En théorie, l'augmentation des températures entraîne l'augmentation de l'abondance relative des espèces thermophiles (Devictor et al., 2008a) tandis que les changements d'usage des terres conduisent au déclin relatif des espèces spécialistes (Clavel et al., 2011). Leur combinaison est souvent additive ou résulte en une interaction synergique, notamment parce que les paysages fortement altérés par les activités humaines (agriculture, urbanisation) offrent des niches plus chaudes et plus sèches que les paysages dominés par des habitats naturels (Williams et Newbold, 2020). Ceci a été bien documenté dans le cas d'écosystèmes forestiers convertis en milieux agricoles (Barnagaud et al., 2013 ; Frishkoff et al., 2016).

En Camargue, en revanche, nous observons bien le déclin relatif des oiseaux spécialistes d'un habitat mais pas d'augmentation relative des espèces thermophiles (Galewski et Devictor, 2016 ; voir Chapitre 2). Notre hypothèse est que les changements d'usage des terres – extension et intensification des terres cultivées, artificialisation du fonctionnement hydrologique des zones humides - ont favorisé des espèces généralistes qui sont souvent également largement répartie en Europe et ont donc une large niche thermique. Ces mêmes changements auraient en revanche empêché l'augmentation attendue d'espèces thermophiles (« méditerranéennes ») par suppression de leurs habitats tels que les marais temporaires méditerranéens et les pelouses sèches. Si cette hypothèse se vérifiait, nous serions face à une interaction antagoniste entre changements climatique et d'usage des terres avec comme conséquence, la réduction de l'ajustement des communautés au réchauffement climatique (Sirami et al., 2016). Les changements survenus en Camargue reflétant bien ceux qui se sont produits ou sont en train de se produire à l'échelle du bassin méditerranéen, il est possible que ce risque soit généralisé à l'ensemble des communautés d'oiseaux des zones humides méditerranéennes.

Dans le cadre de sa thèse, Elie Gaget a souhaité tester cette hypothèse de manque d'ajustement thermique des communautés d'oiseaux d'eau en fonction de deux types de changements d'usage des terres couramment observés dans le bassin

méditerranéen : la conversion des habitats naturels et la gestion artificielle des zones humides (ici dans un but cynégétique).

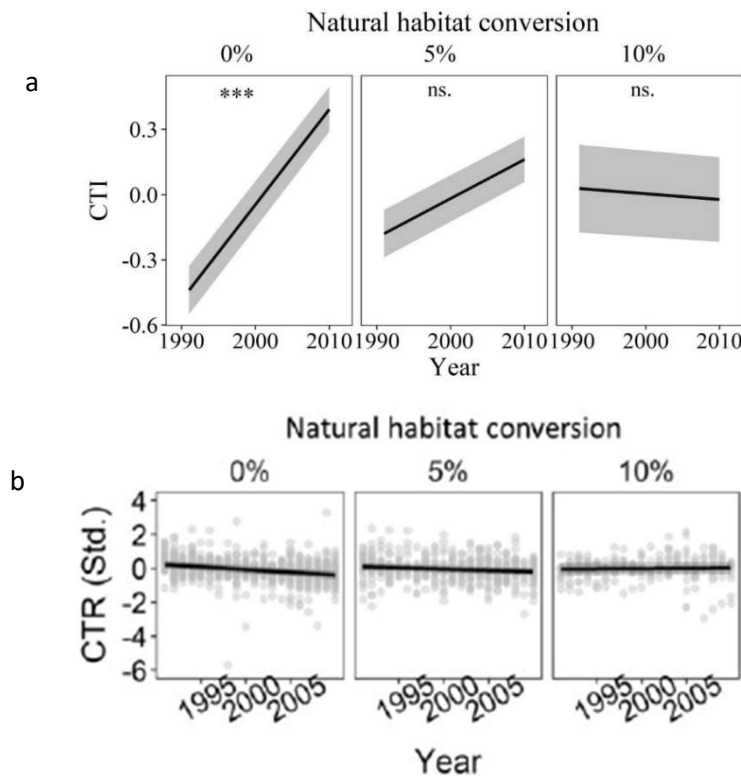
### **2.3. Impact de la conversion des milieux naturels sur l'ajustement thermique des oiseaux d'eau**

Elie a utilisé une base de données produite par l'OZHM pour étudier l'ajustement thermique des communautés d'oiseaux d'eau en fonction d'un gradient de conversion de milieux naturels. Cette base de données suit à partir d'images satellites l'évolution de l'occupation du sol dans et autour de 350 zones humides réparties tout autour du pourtour méditerranéen, les plus anciennes images traitées remontant à 1975. Le choix des zones humides incluses dans cette base de données répond en partie à la demande des pays méditerranéens et les grands sites, à fort enjeu de conservation, sont surreprésentés. En croisant cette liste de sites avec les points de comptage du programme DIOE, Elie a ainsi pu considérer les changements d'abondance d'espèces d'oiseaux dans 164 sites. Son hypothèse de départ était que l'abondance relative des espèces thermophiles augmentait avec la température (mesurée à travers une augmentation du CTI) et que l'abondance relative des espèces à large niche thermique augmentait avec l'interaction entre température et conversion des milieux naturels. Ce dernier paramètre peut être mesuré à travers l'augmentation du *Community Temperature Range* (CTR), indice mesurant la plage thermique moyenne de la communauté et calculé à partir des largeurs de niche thermique de chaque espèce. La méthodologie est expliquée en détail dans **Gaget et al. (2020a)**.

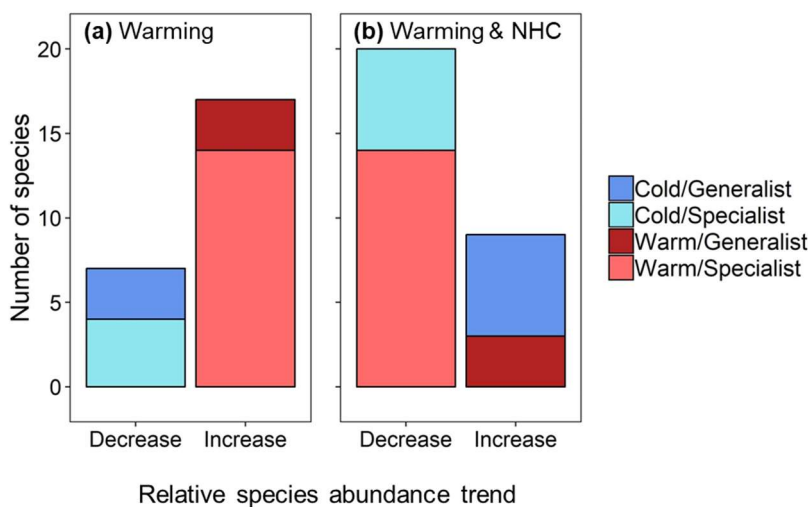
Ses analyses ont montré que le CTI augmentait et le CTR diminuait avec le temps mais pas lorsque les sites avaient connu une conversion des milieux naturels sur le même pas de temps (Figure 15). Ainsi, en l'absence de changements d'occupation du sol, les communautés s'ajustent à l'augmentation des températures. En analysant les contributions spécifiques au CTI, Elie a pu montrer que l'augmentation du CTI résultait principalement de l'augmentation relative de l'abondance de 17 espèces thermophiles, dont une majorité de spécialistes des températures chaudes, et du déclin de l'abondance de 7 espèces de températures froides (Figure 16).



En revanche, l'ajustement thermique des communautés cesse dès que la conversion de milieux naturels atteint 5% sur 15 ans (Figure 15). Parmi les espèces contribuant fortement à l'effet d'interaction entre la conversion de milieux naturels et le CTR, 20 étaient en déclin relatif dont une majorité de spécialistes de températures chaudes, tandis que 9 étaient en augmentation relative, toutes étant des généralistes thermiques (i.e. des espèces à large niche thermique ; Figure 16). D'autre part, la richesse spécifique des communautés diminue avec le taux de conversion des milieux naturels. Cette étude suggère donc que l'interaction entre les changements d'occupation du sol et le changement climatique entraîne une homogénéisation des communautés d'oiseaux d'eau au cours du temps, à travers une diminution de la richesse spécifique, la diminution relative des spécialistes thermiques et l'augmentation relative des généralistes thermiques.



**Figure 15.** *Community Temperature Index (CTI, a) et Community Temperature Range (CTR, b) en fonction des années et pour trois classes de conversion des habitats naturels (0%, 5% et 10%). Tirée de Gaguet et al. (2020a).*



**Figure 16.** Nombre d'espèces d'oiseaux d'eau dont l'abondance relative au sein de la communauté est en augmentation ou diminution, selon leur contribution au CTI et au CTR au cours des années, dans le cas où seul le changement climatique agit (a) et dans le cas où il y a une interaction entre changement climatique et conversion des habitats naturels (b). Tirée de **Gaget et al. (2020a)**.

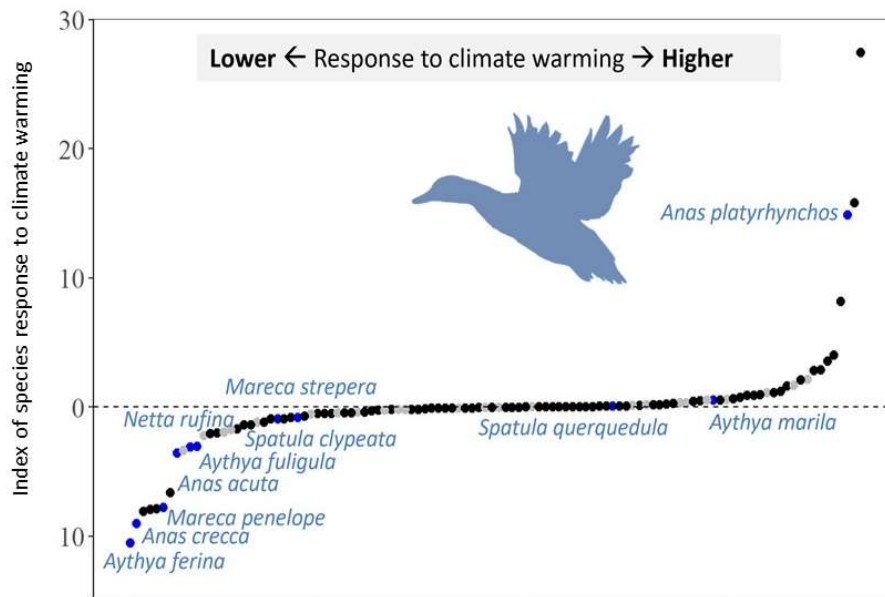
## 2.4. L'impact de la gestion cynégétique sur l'ajustement thermique

La chasse au gibier d'eau est une pratique très populaire dans plusieurs régions du monde. En Europe, les canards sont les espèces les plus recherchées avec une estimation de 5.5 millions d'individus prélevés annuellement dans 24 pays (Guillemain et al., 2016). Cette pratique s'accompagne souvent de mesures de gestion destinées à attirer les canards sur les espaces chassés pendant la période d'ouverture (août-janvier en France). Ces mesures incluent la création de mares artificielles, l'épandage de grains, le maintien de niveaux d'eau favorables, la création d'ouvertures dans les roselières (Mathevet et Guillemain, 2016 ; Vallecillo et al., 2019). La gestion des marais à but cynégétique est souvent pratiquée dans des grandes propriétés privées où les propriétaires louent les droits de chasse et perçoivent d'importants revenus de cette activité (e.g. Niang et al., 2016). Une proportion importante des zones humides de Camargue ou du delta du Pô (à titre d'exemples) sont ainsi gérées avec des objectifs cynégétiques (Tamisier et Grillas, 1994).

Cependant, si les mesures de gestion cynégétique permettent de rendre des marais et autres zones humides plus attractifs pour les canards chassés, elles peuvent

aussi les rendre moins intéressants pour les autres oiseaux d'eau s'il s'agit d'espèces ne partageant pas les mêmes habitats ni/ou le même régime alimentaire (Mouronval et al., 2014 ; Tamisier et Dehorter, 1999). Ainsi, les limicoles - majoritairement liés à des niveaux d'eau très bas -, les oiseaux piscivores ou les oiseaux de roselière ne sont probablement pas favorisés par les marais de chasse (Tourenq et al., 2000). On peut donc s'attendre à ce que la réponse des espèces au réchauffement climatique diffère entre les espèces ciblées par les mesures de gestion cynégétique et celles qui ne le sont pas.

Afin de tester cette hypothèse, Elie a donc une nouvelle fois utilisé les données des dénombrements DIOE réalisés à la mi-janvier en se focalisant sur les pays du sud-ouest de l'Europe où la chasse aux canards et la gestion cynégétique sont très pratiquées. Il a cherché à comparer les changements distributionnels des canards chassés avec ceux des autres oiseaux d'eau, chassés ou non, en prenant en compte les traits fonctionnels et la phylogénie afin de contrôler de potentiels effets confondants (Brommer, 2008 ; Jiguet et al., 2007). Les résultats ont été publiés dans **Gaget et al. (2023)**. Ils mettent en évidence une augmentation nette et linéaire du CTI au cours des années indiquant que la communauté d'oiseaux d'eau hivernants a en moyenne changé en fonction de l'affinité thermique des espèces. Cependant, toutes les espèces n'ont pas contribué de manière équivalente : le régime alimentaire et le statut de protection (espèce chassable ou non) sont de loin les facteurs qui expliquent le plus la contribution des espèces au changement de CTI. Ainsi, la plupart des espèces herbivores contribuent négativement au changement de CTI de même que les espèces chassables. Parmi ces dernières, les canards ont presque tous une forte contribution négative, à l'exception du Canard colvert *Anas platyrhynchos* (Figure 17).



**Figure 17.** Contributions spécifiques (%) de tous les oiseaux d'eau (110 espèces) à la tendance temporelle du *Community Temperature Index* (CTI). Les canards chassables sont mentionnés et représentés par des points de couleur bleue.

Notre étude suggère donc une interaction antagoniste entre la gestion cynégétique des zones humides et le réchauffement climatique en « retenant » les canards sur leurs quartiers d'hivernage historiques, qu'ils auraient autrement abandonné au profit de nouvelles zones plus septentrionales. Ceci pourrait être la conséquence de différentes pratiques. L'épandage de graines – souvent du blé, du maïs ou du riz – dans les marais est une pratique courante dans les marais cynégétiques et qui a un fort pouvoir attractif sur les canards comme cela a bien été démontré chez les Sarcelles d'hiver hivernantes (Brochet et al., 2012 ; Legagneux et al., 2007). L'inondation estivale des marais temporaires méditerranéens est également couramment pratiquée pour maximiser la biomasse des plantes aquatiques au moment de l'arrivée des canards hivernants en automne (Davis et al., 2014 ; Tamisier et Grillas, 1994). Ces actions de gestion – parmi d'autres – améliorent la qualité de l'habitat pour les canards hivernants à tel point que ceux-ci se concentrent désormais dans les zones à gestion cynégétique intensive (Zenatello et al., 2021). D'autres espèces contribuent également négativement aux changements de communauté : Cygne

tuberculé, Grèbe huppé, Grèbe castagneux, Gallinule poule-d'eau, etc... Nous suggérons que ces espèces partagent des traits écologiques, notamment d'alimentation ou d'habitat, proches de ceux des canards chassables et sont donc susceptibles elles aussi d'être « retenues » dans les régions à forte concentration en marais cynégétiques.

## **2.5. Implications pour la conservation des oiseaux d'eau dans le bassin méditerranéen**

Dans le cadre de la thèse d'Elie, nous avons donc pu mettre en évidence que les communautés d'oiseaux d'eau hivernants en Méditerranée répondaient au réchauffement climatique par un déplacement de leur aire de distribution ce qui est tout à fait cohérent avec d'autres études sur les oiseaux d'eau non nicheurs (Godet et al., 2011 ; Pavón-Jordán et al., 2017), d'oiseaux nicheurs (Devictor et al., 2012) et d'autres taxons (Auffret et Thomas, 2019 ; Fourcade et al., 2019) en Europe. Ce remaniement est un processus à long terme causé par les changements de distribution des espèces en réponse au réchauffement climatique, avec des espèces thermophiles colonisant de nouveaux sites à l'extrémité nord de leur distribution et des espèces à affinité « froide » disparaissant à l'extrémité sud de leur aire de distribution (Thomas et al., 2006).

Nous avons également observé une interaction antagoniste entre conversion des habitats naturels et changement climatique, une interaction assez peu fréquemment citée dans la littérature (Côté et al., 2016), soulignant l'importance d'étudier les effets d'interaction entre ces deux facteurs (Sirami et al., 2017) même lorsque l'ampleur des changements apparaît relativement faible (Oliver et Morecroft, 2014). Les taux de conversion des habitats naturels calculés sur notre échantillonnage de sites étant faibles (en moyenne 3% entre 1990 et 2005 alors que la conversion moyenne à l'échelle des zones humides méditerranéennes est estimée à 48% entre 1970 et 2015, **Perennou et al., 2020**), il est possible que la capacité d'adaptation des oiseaux d'eau au réchauffement climatique ait été significativement réduite à l'échelle du bassin méditerranéen. Ces résultats ont de fortes implications pour la conservation de la biodiversité et suggèrent que l'ajustement des communautés d'oiseaux au réchauffement climatique peut être amélioré par des zones protégées efficaces qui empêchent la perte d'habitats naturels (Gaüzère et al., 2016, Lehikoinen et al., 2018, Peach et al., 2018).

Parmi les espèces dont nous observons une augmentation des effectifs hivernants dans le bassin méditerranéen - sans doute en raison de l'augmentation des températures - figurent plusieurs migrateurs au long cours qui hivernent majoritairement en Afrique sub-saharienne (ex : Echasse blanche, Ibis falcinelle, Combattant varié, Cigogne blanche...). Dans leurs quartiers d'hivernage sahéliens, ces espèces sont fortement affectées par la perte et la dégradation de l'habitat (Vickery et al., 2014), l'augmentation de la température et des sécheresses (Møller et al., 2010) et dans une certaine mesure la chasse de subsistance (Deniau, 2022). L'ensemble de ces pressions risquant probablement de s'aggraver dans les décennies à venir, il n'est pas exclu que les zones humides méditerranéennes deviennent une zone d'hivernage majeure pour ces espèces. Ainsi, les pays méditerranéens seront confrontés à une responsabilité croissante pour faciliter l'arrivée de ces nouvelles espèces, en leur garantissant des habitats attractifs.

Au contraire, il est attendu que la région méditerranéenne perde son importance pour les espèces spécialistes des températures froides parmi lesquelles se retrouvent plusieurs espèces abondantes et au cœur d'enjeux économiques forts tels que certains anatidés. Il est fort probable que le monde cynégétique mais aussi certains acteurs de la conservation réagissent selon une stratégie d'adaptation au changement climatique dite de « persistance ». La stratégie de persistance vise à maintenir les espèces dans un environnement malgré les changements de température. Elle peut indirectement reposer sur les capacités intrinsèques des espèces à tolérer les changements mais dans le cas des oiseaux d'eau, elle implique surtout des mesures de gestion visant à fournir des ressources supplémentaires ou à créer des refuges au profit d'une ou d'un cortège d'espèces ciblées (Stein et al., 2013). Elle s'oppose à la stratégie de facilitation du changement (Bonebrake et al., 2018 ; Prober et al., 2019) qui vise à aider les espèces à modifier leur répartition géographique et à s'installer dans de nouvelles zones en réponse au réchauffement climatique (ex : Guillemain et Hearn, 2017). Par exemple, l'augmentation de la connectivité entre les habitats protégés facilite les processus de colonisation en réponse au réchauffement climatique (McGuire et al., 2016). En retenant les espèces à affinité froide tels que les canards grâce à une gestion artificialisée des zones humides, il est possible que nous créions des pièges écologiques en ne leur permettant pas d'ajuster leur aire de distribution mais aussi en les exposant à des niveaux de pression anthropiques (prélèvements par la chasse) qui aggraveront leur mal-adaptation au changement climatique.

Quelle que soit la stratégie adoptée, un des enjeux de la biologie de la conservation est de faciliter l'adaptation des espèces au changement climatique. Les outils pour la conservation des espèces sont nombreux (Godet et Devictor, 2018) et

parmi eux les engagements pris dans le cadre des conventions internationales ou les aires protégées devraient réduire le cumul des pressions sur les espèces et donc faciliter leur adaptation au réchauffement climatique (Trouwborst, 2011). Nous verrons dans le prochain chapitre si cela se vérifie dans le cas des oiseaux des zones humides méditerranéennes.

## *Chapitre 4 : Renseigner les politiques de conservation*

---

### **1. Evaluer l'efficacité des aires protégées**

#### **1.1. La désignation en tant que site Ramsar bénéficie –t-elle aux oiseaux d'eau ?**

De nombreux articles scientifiques ont démontré l'efficacité des aires protégées, qui constituent un des principaux outils de conservation (Godet et Devictor, 2018). Ils ont notamment documenté des tendances temporelles, abondances ou métriques de diversité meilleures au sein d'aires protégées (Barnes et al., 2023 ; Coetzee et al., 2014 ; Gray et al., 2016; Kerbiriou et al., 2018; Pellissier et al., 2020; Princé et al., 2021). Pourtant, si les sites Ramsar forment bel et bien le plus grand réseau d'aires protégées au monde, leur efficacité fait débat (Finlayson et al., 2018). La désignation en site Ramsar ne s'accompagne pas obligatoirement de réglementations ou mesures contraignantes ce qui laisserait à penser que leur efficacité est davantage dépendante de la gouvernance des pays et de leur capacité à mettre en œuvre des politiques nationales de conservation (Amano et al., 2018 ; Leverington et al., 2010). Mais en réalité, à part de rares études à portée locale ou nationale (Kleijn et al., 2014), nous manquons jusqu'à récemment d'une évaluation internationale de l'efficacité de la désignation des sites Ramsar (Finlayson et al. 2018 ; Munguia et Heinen, 2021).

Comme nous l'avons déjà évoqué en introduction (voir IV.2), les oiseaux d'eau sont la cible historique de la Convention de Ramsar et parmi les critères définis pour reconnaître « l'importance internationale » d'une zone humide et donc sa désignation en site Ramsar, deux les concernent spécifiquement. Au cours de sa thèse, Elie Gaget a cherché à évaluer l'efficacité des sites Ramsar à améliorer les tendances d'oiseaux d'eau hivernants. Le bassin méditerranéen offre un contraste de situations géopolitiques et de gouvernance entre les pays membres fondateurs de l'Union européenne, ceux y ayant récemment accédé ou qui sont dans un processus d'adhésion (Balkans), les pays du Maghreb et ceux du Moyen Orient (Geijendorffer et al., 2018 ; Koschová et al., 2018). Elie a donc utilisé une nouvelle fois les données issues des DIOE réalisés dans les pays méditerranéens pour comparer les tendances d'abondance de 114 espèces d'oiseaux d'eau entre 251 sites Ramsar et 3486 sites non-Ramsar. Ces tendances ont été analysées en fonction de la valeur patrimoniale des espèces (espèces à valeur « haute » ou « modérée » tel que défini par l'AEWA) et, dans le cas des sites

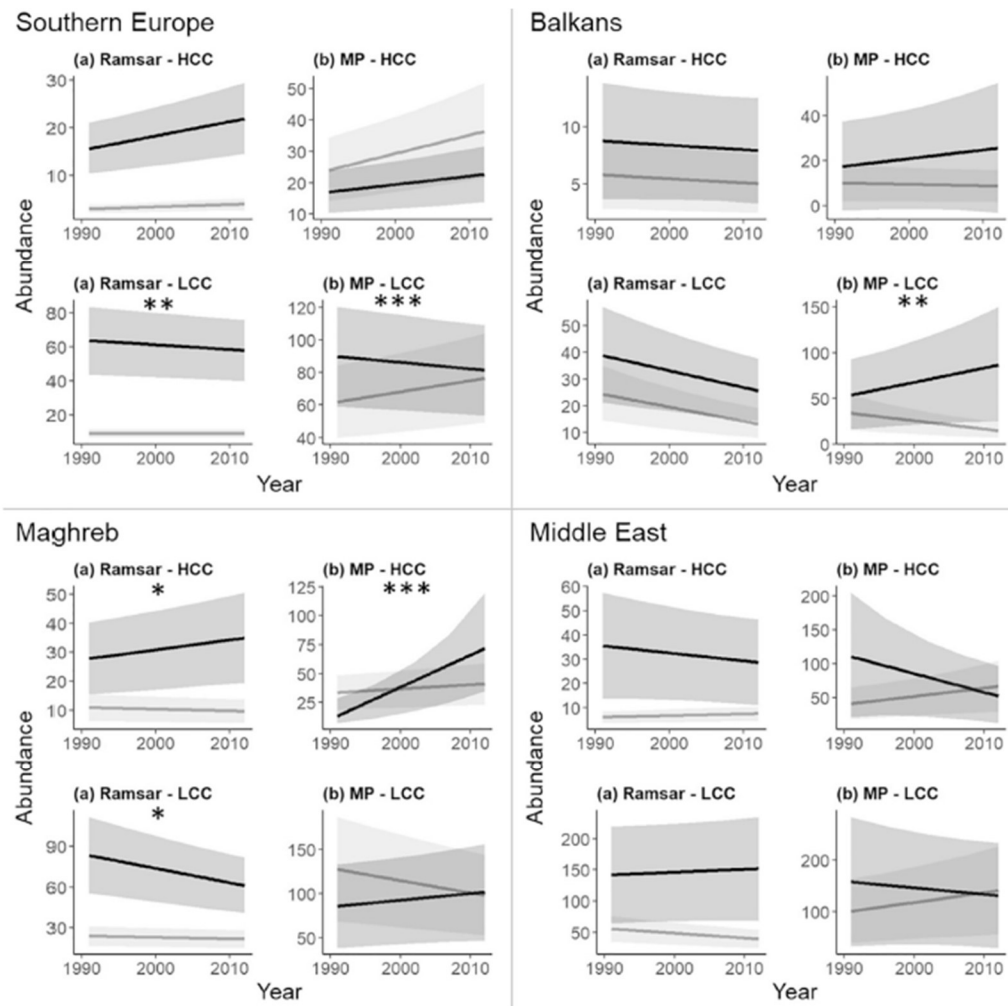


Ramsar, en fonction de l'implémentation ou non d'un plan de gestion. La méthodologie et les analyses sont décrites dans **Gaget et al. (2020b)**.

Pendant la période étudiée (1991-2012), un effet positif significatif du statut Ramsar sur l'abondance des espèces n'a été observé que pour la région du Maghreb. Cet effet ne concerne que la tendance des espèces à « haute valeur patrimoniale », les oiseaux à « valeur patrimoniale modérée » apparaissant même défavorisés par le statut Ramsar, notamment en Europe du sud-ouest (Figure 18). Au Maghreb et dans les Balkans, les sites Ramsar bénéficiant de l'implémentation d'un plan de gestion voient la tendance de leurs populations d'oiseaux d'eau augmenter davantage que dans les sites Ramsar sans plan de gestion. C'est le contraire en Europe du Sud-Ouest et (sans significativité) au Moyen-Orient.

Notre étude suggère des disparités régionales dans l'efficacité des sites Ramsar pour la conservation des oiseaux d'eau. Les effets positifs observés au Maghreb sont en accord avec de précédentes analyses réalisées au Maroc (Cherkaoui et al., 2018 ; Kleijn et al., 2014). Dans les trois pays du Maghreb, la convention de Ramsar est un important outil de conservation et accorde aux sites désignés un niveau de protection supérieur à celui accordé par des statuts de protection nationaux (Kleijn et al., 2014). La gestion de plusieurs sites Ramsar marocains et algériens favorise volontairement des espèces globalement menacées comme la Sarcelle marbrée ou le Fuligule nyroca à travers le maintien d'apports en eau suffisants et la garantie d'habitats de haute qualité (Cherkaoui et al., 2016 ; Ouassou et al., 2018).

Dans le sud-ouest de l'Europe, où la tendance des oiseaux d'eau hivernants est à la hausse (voir 1.1, Nagy et Langendoen, 2023), la détection d'un effet Ramsar est peut-être rendue plus difficile par la superposition de plusieurs statuts de protection différents sur un même site. Par exemple, 81% des sites Ramsar européens sont aussi des sites Natura 2000, et de nombreux sites non Ramsar sont par ailleurs protégés. Le statut Ramsar ne s'accompagnant pas de mesures contraignantes, il peut avoir entraîné un certain désintérêt des gestionnaires et autres acteurs de la défense des zones humides en Europe, qui se sont tournés vers des mesures de protection nationales plus opérationnelles. Pour autant, il a été démontré récemment en France que seule une partie minime de la surface des zones humides d'importance critique pour les oiseaux d'eau bénéficie d'un statut de protection forte, y compris au sein des sites Ramsar (Birard et al., 2022).



**Figure 18.** Estimations de l'abondance et des tendances de population d'oiseaux d'eau au cours du temps pour les espèces à valeur patrimoniale haute (HCC pour high conservation value) et modérée (LCC pour lower conservation value) : (a) dans les sites Ramsar (en noir) et non-Ramsar (en gris) ; (b) dans les sites Ramsar avec un plan de gestion (MP pour management plan) implémenté (en noir) ou non (en gris). L'analyse a été répétée pour chacune des quatre sous-régions méditerranéennes. Les interactions significatives entre les tendances de population et le statut Ramsar ou entre les tendances de population et l'implémentation d'un plan de gestion sont représentées par « \*\*\* » ( $p < 0.05$ ), « \*\* » ( $p < 0.01$ ), « \* » ( $p < 0.001$ ). Tirée de **Gaget et al. (2020b)**.

Au Moyen-Orient, il est possible que nos résultats reflètent un manque général d'investissement dans la protection des oiseaux d'eau et des zones humides. A de rares exceptions près (ex : Israël), il n'y a pas de stratégies nationales développées pour la conservation des zones humides (**Geijendorffer et al., 2019**) et une dégradation majeure des zones humides est parfois rapportée au sein même de sites Ramsar (**Gürlük et Rehber, 2006**). Le déclin des effectifs hivernants d'Erismature à tête blanche

en Turquie, canard mondialement menacé, a d'ailleurs été directement relié à la diminution de la quantité et de la qualité de l'eau des sites Ramsar du pays (Adaman et al., 2009).

Notre étude suggère donc que le statut Ramsar peut être un moyen efficace de protection des oiseaux d'eau, notamment pour les espèces les plus dépendantes de mesures de conservation et dans les pays qui disposent d'une réglementation limitée en termes de dispositifs de protection. Son efficacité dépend cependant des efforts réellement mis en œuvre pour la gestion de ces aires protégées. Etant donné l'importance du réseau de sites Ramsar pour les oiseaux d'eau en Méditerranée – 43% des effectifs dénombrés en hiver le sont dans les sites Ramsar (Gaget et al., 2020b) – il serait nécessaire de renforcer les moyens alloués à leur protection.

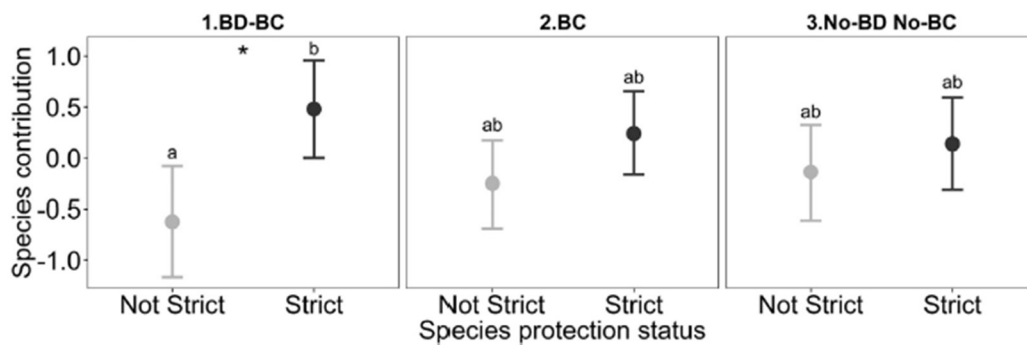
## **1.2. La protection peut-elle faciliter l'ajustement thermique des communautés d'oiseaux d'eau ?**

Nous avons vu dans le paragraphe 2.2 que la dégradation des habitats empêchait l'ajustement thermique des communautés. D'autre part, nous avons constaté que les aires protégées Ramsar, lorsqu'elles sont correctement gérées, contribuent à l'augmentation des populations d'oiseaux d'eau. Nous avons donc voulu tester dans le cadre de la thèse d'Elie si les politiques de conservation pouvaient aussi avoir un effet positif sur l'ajustement des oiseaux au réchauffement climatique, sujet qu'Elie a largement creusé par la suite au cours de ses post-doctorats dans d'autres équipes de recherche.

Faciliter la réponse des espèces au changement climatique est devenu un objectif de conservation majeur depuis quelques années (Rannow et Förster, 2014 ; van Teeffelen et al., 2015). Ceci inclut de permettre aux espèces de se déplacer afin de suivre leur niche climatique dans le temps et l'espace. Cet objectif de conservation apparaît d'autant plus urgent que les changements d'aire de distribution des espèces ne sont pas aussi rapides que les changements de température (Devictor et al., 2012 ; Lenoir et al., 2020), augmentant ainsi le risque d'inadéquation entre les niches climatiques passées des espèces et les conditions abiotiques actuelles (Essl et al., 2015). Les politiques de conservation internationales sont des instruments pertinents puisqu'elles impliquent une coopération internationale entre Etats afin de prendre en compte les déplacements d'espèces au-delà des limites juridictionnelles. Elles n'ont toutefois pas



Notre étude a révélé que l'ajustement des communautés d'oiseaux d'eau au réchauffement climatique est détecté principalement lorsque les deux, ou l'une des deux, politiques internationales de conservation sont mises en œuvre. Dans les pays membres de la Convention de Berne et où la Directive Oiseaux a été appliquée, les espèces strictement protégées, contribuent davantage à l'augmentation du CTI que les espèces non strictement protégées (Figure 20). Au contraire, dans les pays où la Directive Oiseaux n'a pas été appliquée (qu'ils soient membres de la Convention de Berne ou non), les espèces mentionnées comme strictement protégées n'ont pas une contribution plus élevée que les espèces mentionnées comme n'étant pas strictement protégées.



**Figure 20.** Contribution des espèces à la tendance du CTI en fonction de leur statut de protection (protection stricte ou non) et pour chaque contexte légal : « BD-BC » application de la Directive Oiseaux et de la Convention de Berne ; « BC » application de la Convention de Berne seulement ; « no-BD no-BC » pas d'application d'une de ces deux politiques de conservation. Les différences significatives sont indiquées par des lettres différentes et par des astérisques « \* ». Tirée de **Gaget et al. (2018)**.

Notre étude suggère un rôle important joué par la Directive Oiseaux et dans une moindre mesure de la Convention de Berne dans la facilitation des réponses au changement climatique chez les oiseaux d'eau, comme espérées par les décideurs internationaux (Trouwborst, 2011). D'autres travaux avaient déjà mis en évidence l'importance du réseau de sites Natura 2000 (mis en œuvre dans le cadre des Directives Oiseaux et Habitats) dans la réponse des oiseaux à l'augmentation des températures (Gaüzère et al., 2016 ; Johnston et al., 2013 ; Pavón-Jordán et al., 2015). Dans les pays avec Directive, l'ajustement thermique est meilleur et est principalement dirigé par les espèces strictement protégées qui sont justement celles visées par les mesures de conservation de la Directive. Ces résultats suggèrent que le renforcement d'une convention internationale par un instrument juridique national (ou européen) est plus

efficace pour favoriser l'adaptation des espèces au changement climatique. Ils fournissent également des preuves de l'impact limité de ces politiques de conservation en faveur des espèces moins bien protégées, comme les espèces chassables par exemple. Plusieurs d'entre elles sont d'ailleurs en déclin en Europe (Nagy et Langoenden, 2023) tout comme en Méditerranée (ex : Canard colvert, Oie rieuse, Foulque macroule, **Gaget et al., 2018**).

Deux mesures de conservation associées à ces politiques de conservation sont possiblement à l'œuvre dans la facilitation des réponses des communautés d'oiseaux d'eau au changement climatique, la désignation d'aires protégées et une réglementation plus contraignante de l'activité de chasse, sans qu'il nous ait été possible d'identifier leur poids respectif. A travers ses postdoctorats Elie a cherché à mieux comprendre le rôle des aires protégées. En prenant en compte l'ensemble des aires protégées d'Europe, quel que soit leur statut de protection, il a observé que les communautés d'oiseaux d'eau au sein des aires protégées ont connu une colonisation plus forte, une extinction plus faible et une dette climatique plus faible que les communautés situées à l'extérieur des aires protégées (Gaget et al., 2021). Plus précisément, dans les aires protégées, les espèces thermophiles colonisent la communauté mais dans le même temps les espèces de températures basses sont moins susceptibles de disparaître. En plus de faciliter les déplacements d'aires de distribution, les aires protégées peuvent donc servir de refuges en améliorant la persistance des espèces malgré l'évolution climatique (Santangeli et Lehikoinen, 2017), probablement en garantissant les besoins écologiques nécessaires au maintien des espèces qui sont à la limite de leur niche thermique. Une étude complémentaire qu'il a menée sur les sites Natura 2000 montre que la réponse des communautés d'oiseaux d'eau au réchauffement climatique est particulièrement forte lorsqu'un plan de gestion incluant des mesures de gestion dédiées aux oiseaux d'eau est en place (Gaget et al., 2022).

Les aires protégées sont donc une mesure de conservation potentiellement efficace pour à la fois conserver les oiseaux d'eau et faciliter leur adaptation au changement climatique. Fort heureusement, les Parties Contractantes de la Convention sur la Diversité Biologique ont fixé des objectifs ambitieux de désignation d'aires protégées, afin qu'elles couvrent 30% des terres et des océans en 2030 contre 17% des terres émergées en 2020. C'est donc le moment pour identifier et faire connaître les zones humides qui présentent un enjeu de conservation pour les oiseaux

mais qui ne sont toujours pas protégées ou alors seulement partiellement. C'est ce que nous avons commencé à faire avec certains de nos résultats présentés dans l'axe 5.

## **2. Renseigner la planification des futures mesures de conservation en faveur des oiseaux d'eau**

### **2.1. Identifier les zones humides d'importance internationale non protégées**

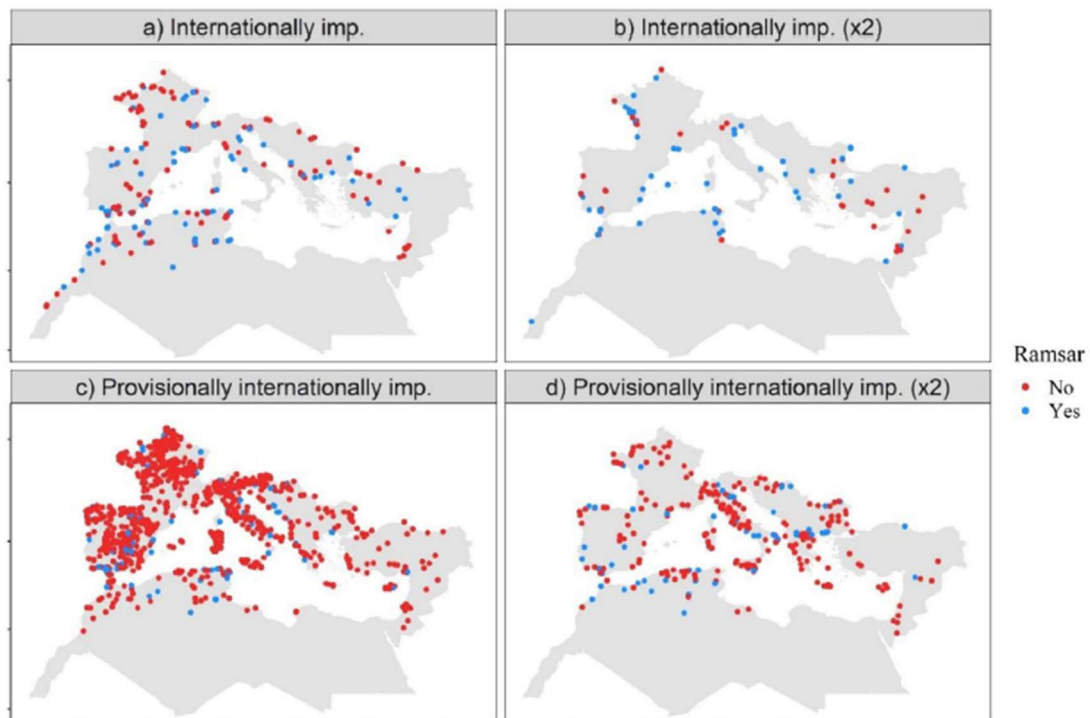
Au-delà de l'objectif en termes de surface terrestre et marine à protéger, il est important de prendre en compte les enjeux de biodiversité dans le processus de désignation (Carroll et Noss, 2022). Il est ainsi préférable de créer de nouvelles aires protégées en priorité dans des sites d'importance pour la biodiversité, tels que les Zones Clés pour la Biodiversité (*Key Biodiversity Areas*, KBAs) (Visconti et al., 2019), les sites maximisant la représentation d'écorégions ou d'espèces (Kukkala et al., 2016 ; Pimm et al., 2018 ; Rodrigues et al., 2004) et notamment d'espèces menacées d'extinction (Dinerstein et al., 2020). Malheureusement, ces sites ont trop peu fait l'objet d'implémentation de mesures de protection dans les dernières décennies en comparaison avec les sites peu accessibles (*i.e.*, en altitude, éloignés des routes et des villes, avec des pentes raides) (Joppa et Pfaff, 2009 ; Pimm et al., 2018) ou minimisant le conflit avec l'agriculture (Venter et al., 2018). Ainsi, un tiers des KBAs ne bénéficient pas, même partiellement, d'un statut de protection (Maxwell et al., 2020).

Les dénombrements internationaux des oiseaux d'eau servent depuis leur origine à qualifier l'importance internationale d'une zone humide et donc à l'inscrire sur la liste des sites Ramsar, ce qui a d'ailleurs récemment encore été encouragé par les Parties Contractantes de cette convention (Convention de Ramsar sur les zones humides, 2022). Dans le cadre de l'OZHM, nous avons observé un effort important de désignation de sites Ramsar depuis 1971 dans le bassin méditerranéen mais hétérogène entre les pays (Geijzendorffer et al., 2019). Nous manquons par ailleurs d'une quantification de l'adéquation du réseau de sites Ramsar aux enjeux de conservation des oiseaux d'eau. Pour répondre à cette question, Nadège Popoff, que j'ai encadrée en service civique puis en contrat CDD d'ingénieure de recherche ainsi que mes doctorants Elie Gaget et Fabien Verniest - parmi de nombreux autres co-auteurs - ont utilisé les données de comptage DIOE réalisées sur une période de 27 ans (1991 – 2017) dans 4186 zones humides. Ils ont identifié les sites d'importance

internationale pour les oiseaux d'eau en utilisant le Critère 2 de la Convention de Ramsar (accueil régulier d'espèces vulnérables ou menacées d'extinction), le Critère 5 (accueil régulier de 20 000 oiseaux d'eau toutes espèces confondues), et le Critère 6 (accueil régulier de 1% de la population d'une espèce, telle que définie par Wetlands International). L'atteinte d'un critère a été considérée comme « régulière » à partir du moment où il avait été franchi 5 années ou plus. Ils ont également identifié les « sites de très grande importance internationale » en doublant les valeurs de chacun des critères (i.e. au moins 2 espèces menacées, > 40 000 oiseaux d'eau, 1% d'au moins deux populations). Ils ont ensuite comparé ces sites d'importance internationale pour les oiseaux d'eau avec le réseau de sites Ramsar existant et identifié les lacunes. Afin d'orienter la création de nouvelles aires protégées, ils ont distingué parmi les sites d'importance internationale pour les oiseaux d'eau exclus du réseau Ramsar, ceux qui bénéficiaient déjà d'un autre statut de protection de ceux qui n'étaient pas protégés. Ce travail a été publié dans **Popoff et al. (2021)**.

Parmi 4186 sites de comptage DIOE étudiés, nous avons pu identifier 297 sites franchissant au moins un des critères d'importance internationale pour les oiseaux d'eau, dont 161 (soit 54%) n'étaient toujours pas désignés au titre de la Convention Ramsar. Parmi ces 161 sites non Ramsar, 95 ne bénéficient même d'aucun statut de protection. En considérant uniquement les sites de très grande importance internationale (valeurs des critères doublées), on retrouve 83 sites qui franchissent au moins un de ces critères dont 32 ne sont toujours pas désignés en tant que site Ramsar et 19 qui ne bénéficient d'aucune forme de protection. Un résultat édifiant est le nombre de sites – 1218 - qui pourraient potentiellement être qualifiés d'importance internationale parce que les critères ont été atteints plusieurs fois (3 ou 4 années) mais pas de façon « régulière ». Les sites d'importance internationale sont distribués tout autour du bassin méditerranéen (Figure 21) avec des lacunes notables en Egypte en raison du peu d'années où ont eu lieu des dénombrements DIOE dans ce pays.





**Figure 21.** Distribution des sites de dénombrements internationaux d’oiseaux d’eau identifiés à partir des critères C2, C5 et C6 de la Convention de Ramsar comme a) d’importance internationale, b) de très grande importance internationale (valeurs-seuil des critères doublées), c) d’importance internationale provisoire (critères franchis 3 ou 4 fois seulement), d) de très grande importance internationale provisoire (valeurs-seuil des critères doublées et franchies 3 ou 4 fois). L’importance de ces sites a été évaluée à partir des données de dénombrements collectées entre 1991 et 2017. Les sites inclus dans le réseau de sites Ramsar sont en bleu, les autres en rouge. Tirée de **Popoff et al. (2021)**.

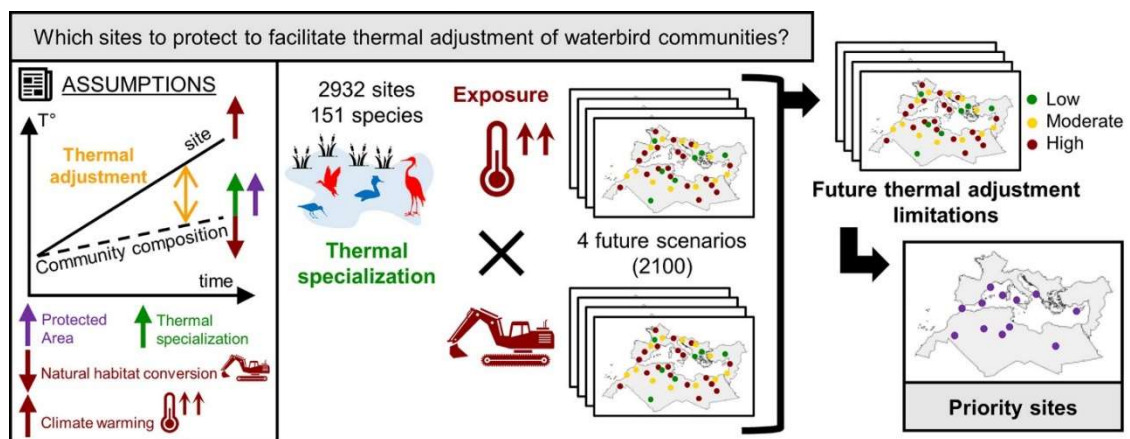
## 2.2. Identifier les zones humides non protégées et fortement exposées au changement climatique

On s’attend à ce que l’intensité et la distribution des facteurs directs de déclin de la biodiversité, tels que les changements climatique et d’usage des terres, varient entre les différentes trajectoires possibles de nos sociétés et différent du contexte actuel. Il est donc nécessaire d’explorer l’intensité et la distribution futures de ces facteurs directs afin d’anticiper les impacts anthropiques futurs sur la biodiversité et planifier les mesures de conservation adéquates (Dobrowski et al., 2021). Ces mesures

peuvent inclure l'adoption d'une gestion proactive prenant en compte les effets attendus du changement climatique. Ce sera par exemple particulièrement utile dans le cas des aires protégées côtières menacées par l'élévation du niveau marin (Brito et Naia, 2020). D'autres mesures possibles sont la désignation de nouvelles aires protégées dans les refuges climatiques, corridors et zones susceptibles d'être importantes pour la biodiversité au cours des prochaines décennies (Batllori et al., 2017 ; Doxa et al., 2022 ; Guillemain et Hearn, 2017 ; Ranius et al., 2022 ; Stralberg et al., 2020). De plus, comme nous l'avons déjà largement évoqué, les aires protégées sont des outils de conservation potentiellement efficaces pour réduire les pressions anthropiques et leurs effets sur les espèces et les écosystèmes. Prioriser la mise en place de mesures de protection sur les sites les plus exposés aux changements anthropiques futurs (*i.e.*, approche réactive, Brooks et al., 2006) permettrait d'anticiper ces changements et de réduire leurs effets délétères sur la biodiversité (Joppa et Pfaff, 2009 ; Margules et Pressey, 2000). C'est donc dans l'optique que soient anticipées les mesures de conservation pertinentes que Fabien Verniest, dont j'ai co-encadré la thèse de doctorat, a évalué l'exposition des communautés d'oiseaux d'eau hivernant dans le bassin méditerranéen aux changements futurs climatique et d'usage des terres.

Capitalisant sur les résultats d'Elie qui montrent que l'ajustement thermique des communautés d'oiseaux d'eau au réchauffement climatique est empêché par la conversion des habitats naturels (Gaget et al., 2020a) alors que les aires protégées favorisent au contraire l'ajustement (Gaget et al. 2021), Fabien a voulu mesurer l'ajustement potentiel des oiseaux d'eau aux futures températures dans un objectif d'aide à la planification des mesures de conservation. En pratique (Figure 22), il a évalué les limitations d'ajustement thermique que les communautés d'oiseaux d'eau non-nicheurs (151 espèces) pourraient rencontrer d'ici la fin de ce siècle dans 2932 sites répartis dans 21 pays méditerranéens à cause des effets d'interaction entre réchauffement climatique et changements d'usage des terres. Pour y arriver, il a appliqué un cadre d'évaluation de la vulnérabilité au changement climatique basés sur les traits (CCVA pour *Climate Change Vulnerability Assessment*, Pacifici et al., 2015) qui peut être utilisé pour hiérarchiser la mise en œuvre de mesures de conservation spatiales (Foden et al., 2019) afin de combiner : i) la spécialisation thermique des communautés d'oiseaux d'eau dérivée des aires de répartition thermiques des espèces ; ii) l'exposition des communautés d'oiseaux d'eau au réchauffement climatique ; et iii) leur exposition à la conversion de l'habitat naturel. Pour garantir la robustesse de cette hiérarchisation, les mesures d'exposition ont été calculées en utilisant les projections de la fin du 21e siècle (2081-2100) selon quatre scénarios récents (O'Neill et al., 2016)

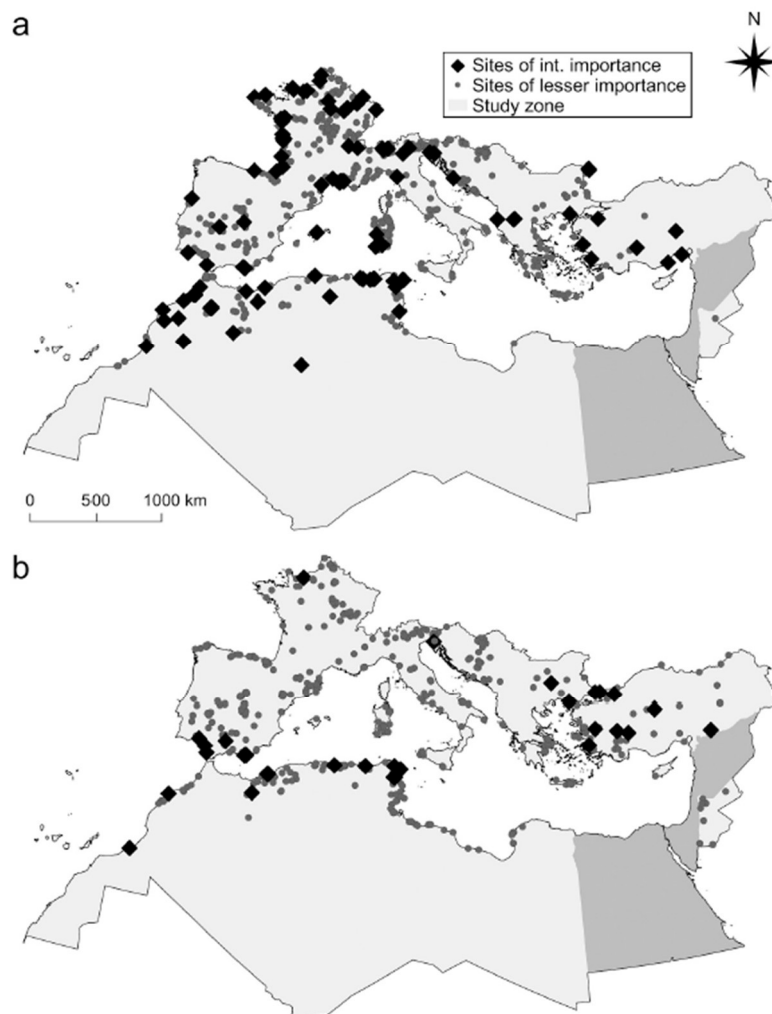
qui présentent des schémas spatiaux d'utilisation des terres très différents dans la région méditerranéenne, comme Fabien l'a démontré dans une autre étude (Verniest et al., 2022). En croisant les résultats de cette hiérarchisation avec le réseau d'aires protégées actuel, il est possible d'établir une liste de zones humides à protéger en priorité pour aider à atténuer les impacts négatifs du changement climatique sur les oiseaux d'eau et étendre le réseau d'aires protégées du bassin méditerranéen. Les résultats de cette étude ont été publiés dans Verniest et al. (2023).



**Figure 22.** Schéma conceptuel représentant la méthodologie suivie dans l'étude publiée par Verniest et al. (2023).

Nos analyses montrent que les sites d'hivernage actuellement protégés présentent un risque plus élevé de limitation de l'ajustement thermique de leurs communautés d'oiseaux d'eau d'ici la fin du siècle, comparativement aux sites d'hivernage non protégés. Ce résultat est encourageant car il suggère que les aires protégées actuelles recouvrent des zones humides où la nécessité d'aider les communautés d'oiseaux d'eau à s'adapter à de nouvelles conditions thermiques sera la plus critique. C'est d'autant plus vrai que les sites d'importance internationale à fort risque de mauvais ajustement climatique se situent majoritairement dans des zones de protection forte qui sont censés être capables de mieux limiter l'impact futur des changements d'usage des terres (Dudley, 2008). Néanmoins, nous avons identifié 490 sites où la réponse des communautés d'oiseaux d'eau à l'augmentation des températures pourrait être significativement limitée et qui ne sont pas couverts par des aires protégées (Figure 23). Toutes proportions gardées, ces sites se retrouvent en

plus grand nombre en Afrique du Nord et au Proche-Orient, notamment en ce qui concerne les sites d'importance internationale (22 sur les 32 sites, Figure 23). Ce résultat est cohérent avec Breiner et al. (2021) qui observent que les Sites Critiques - pour la conservation des oiseaux d'eau migrateurs de la voie de migration Afrique-Eurasie – dont les capacités d'accueil pour l'avifaune sont menacées par le changement climatique sont très majoritairement situés en Afrique et au Moyen-Orient.

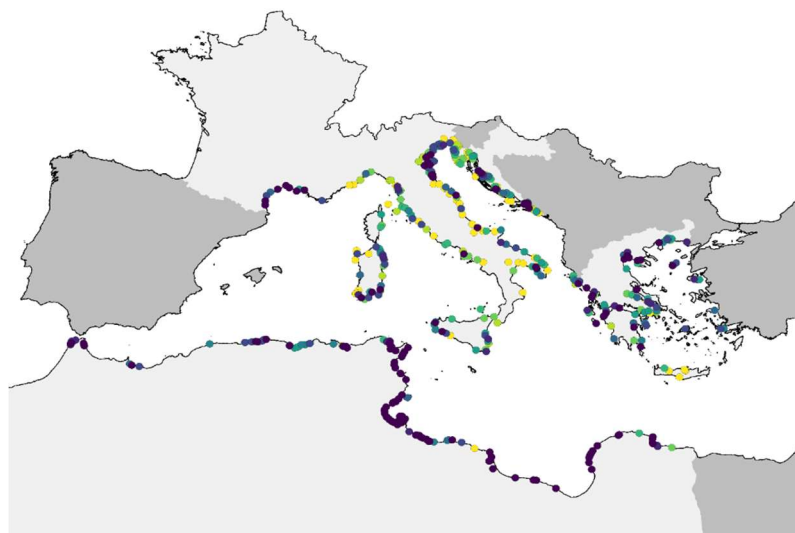


**Figure 23.** Les 668 sites protégés (a) et les 490 non protégés (b) avec une forte limitation de l'ajustement thermique de leurs communautés d'oiseaux attendue dans au moins un scénario. Les losanges noirs représentent les sites d'importance internationale pour les oiseaux d'eau : 99 sont protégés (a), 32 sont non protégés (b). Les ronds gris sont les sites de moindre importance : 569 sont protégés (a), 458 sont non protégés (b). Les pays où les données sont insuffisantes pour réaliser nos analyses sont coloriés en gris foncé. Tirée de Verniest et al. (2023).

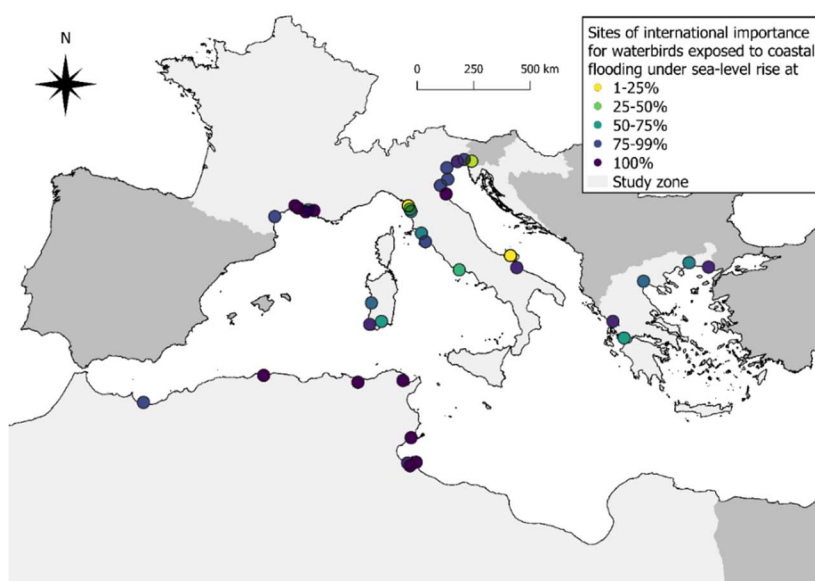
Dans le cadre de la thèse de Fabien, nous avons également identifié les zones humides utilisées par les oiseaux d'eau hivernants qui sont le plus à risque d'être submergées par la mer d'ici la fin du siècle dans 8 pays méditerranéens, en mettant en évidence celles qui sont d'importance internationale. Les zones humides côtières sont fortement menacées par la hausse du niveau marin, plus de la moitié d'entre elles risquant d'être submergées d'ici la fin du siècle (Blankespoor et al., 2014 ; Spencer et al., 2016). Il est cependant possible de réduire ce risque à travers l'implémentation de stratégies d'adaptation à l'élévation du niveau marin. Identifier les zones humides côtières où il faudrait implémenter en priorité ces stratégies, par exemple en raison des services écosystémiques qu'elles fournissent ou parce qu'elles hébergent une biodiversité remarquable, est un objectif de conservation majeur. Fabien a modélisé les projections de surface inondée par la mer en utilisant une approche d'inondation statique, selon 7 scénarios futurs d'élévation du niveau marin du Groupe International d'Experts du Climat (GIEC) qui vont de +44 cm à +161 cm d'ici 2100 (Masson-Delmotte et al., 2021). L'étude a été acceptée pour publication (**Verniest et al., 2024**).

Parmi les 938 zones humides côtières évaluées, 323 à 495 (soit 34.4% à 52.8%) sont exposées à l'élévation du niveau marin d'ici 2100, du scénario le plus optimiste au scénario le plus pessimiste. La part moyenne de leur surface qui pourrait potentiellement être recouverte par la mer est de 11.41% ( $\pm 23.89$ ) dans le cas du scénario le plus optimiste et de 31.34% ( $\pm 38.70$ ) dans le cas du plus pessimiste. Entre 12 et 54 sites pourraient voir leur périmètre actuel être totalement submergé par la mer. Les zones humides les plus exposées sont notamment concentrées sur les côtes de Tunisie et de Libye (Figure 24).

Les sites d'importance internationale pour les oiseaux d'eau (d'après **Popoff et al., 2021**) apparaissent en moyenne 1.5 à 2 fois plus impactés par les projections d'élévation du niveau marin que les sites de moindre importance (Figure 25). Les zones humides concernées sont notamment des sites majeurs pour des espèces fortement associées aux lagunes côtières, telles que le Flamant rose, l'Avocette élégante et le Tadorne de Belon, mais aussi plusieurs espèces associées aux zones humides d'eau douce telles que la Foulque macroule, le Canard chipeau et la Nette rousse, ce qui n'est pas surprenant puisque les zones humides côtières d'importance internationale comprennent plusieurs deltas (par exemple, la Camargue et le delta du Pô). En théorie, ces dernières trouveront plus facilement refuge dans les zones humides continentales que les premières.



**Figure 24.** Carte des sites d’hivernage des oiseaux d’eau qui sont exposés à l’élévation du niveau marin d’ici 2100 dans 8 pays méditerranéens selon le scénario SSP5-8.5 LC high (hausse du niveau marin projetée à +144cm par rapport à la période de référence 1995-2014). Tirée de Verniest et al. (2024).



**Figure 25.** Carte des zones humides d’importance internationale pour les oiseaux d’eau qui sont exposées à la projection d’élévation du niveau marin d’ici 2100 selon le scénario SSP5-8.5 LC high, dans 8 pays méditerranéens. Tirée de Verniest et al. (2024).

### 2.3. Implications pour la conservation des oiseaux d'eau

Nous avons mis en évidence des lacunes dans le réseau d'aires protégées des pays méditerranéens, loin de couvrir l'ensemble des sites présentant des enjeux forts pour la conservation des oiseaux d'eau. Ces manques ont déjà été soulignés à l'échelle de la voie de migration Afrique-Eurasie (Deboelpaep et al., 2022 ; Kirby et al., 2008) ou à l'échelle de pays particuliers tels que la France (Birard et al., 2022). Nos études devraient aider les décideurs politiques à établir des priorités pour la désignation de zones humides en nouveaux sites Ramsar et/ou d'autres catégories d'aires protégées. Nous suggérons de privilégier les 95 sites d'importance internationale pour les oiseaux d'eau qui ne bénéficient toujours d'aucun statut de protection (Popoff et al., 2021), et parmi eux, de cibler plus particulièrement les sites que nous avons qualifiés de « très grande importance » et ceux dont les communautés d'oiseaux sont fortement exposées et vulnérables aux futurs changements climatique et d'usage des terres (Verniest et al., 2023). Une approche complémentaire de priorisation serait d'envisager de désigner des aires protégées sur des zones humides actuellement non protégées et exposées à la submersion marine. Les aires protégées sont en effet des outils clés dans les stratégies de recul du trait de côte puisqu'elles peuvent faciliter la migration des zones humides vers l'intérieur des terres (Brito et Naia, 2020) en empêchant le développement de l'urbanisation et des infrastructures en périphérie des zones humides actuelles (Donnelly et Rodríguez-Rodríguez, 2022).

Au-delà de la désignation de nouvelles aires protégées, je pense qu'il faudrait considérer la possibilité d'étendre et/ou renforcer le statut de protection des zones humides déjà couvertes par des aires protégées. La conservation des oiseaux d'eau apparaît dépendante de l'existence d'une gouvernance efficace aux échelles nationales (Amano et al., 2018), capables de désigner des aires protégées dotées de moyens suffisants pour permettre l'élaboration et l'implémentation de plans de gestion (Gaget et al., 2020b, 2021 ; 2022; Wauchope et al., 2022). Le manque d'efficacité de certaines aires protégées pour réduire les pressions anthropiques est un problème bien connu dans les pays tropicaux en développement (Geldmann et al., 2019), et que nous retrouvons dans certains pays méditerranéens à forte instabilité socio-politique tels que la Syrie ou le Liban mais aussi dans des pays plus stables tels que la Turquie, l'Albanie ou l'Égypte (Gaget et al., 2020b ; Geijendorffer et al., 2018). D'autre part, il est probable que de nombreux sites que nous considérons comme protégés dans nos études ne sont que partiellement couverts par des aires protégées (Popoff et al., 2021),

bien que cela n'ait pu être vérifié dans l'ensemble de la zone d'étude car la délimitation exacte des sites suivis dans le cadre des DIOE n'est pas disponible dans de nombreux cas (**Gaget et al., 2020b** ; **Verniest et al., 2024**). Par conséquent, nous préconisons que la délimitation de chaque site DIOE soit achevée et mise à disposition. Cela permettrait de plaider pour une extension des zones de protection forte (ex : réserves naturelles, réserves intégrales, parcs nationaux, arrêtés de biotope...) dans les zones humides à fort enjeu de conservation pour les oiseaux d'eau.

Il existe bien d'autres mesures possibles de conservation en plus des aires protégées (Godet et Devictor, 2018) qui peuvent nourrir des stratégies d'adaptation au changement climatique pour la conservation de la biodiversité (Mawdsley et al., 2009). Dans le cas des zones humides menacées par l'élévation du niveau marin (Sadat-Noori et al., 2021), les stratégies peuvent inclure des stratégies de protection basées sur des actions d'ingénierie douce (par exemple, le rechargement des plages en sable) ou d'ingénierie dure (par exemple, la construction de brise-lames, de digues, d'épis ou de grandes écluses contrôlant les entrées d'eau de mer). Ces mesures ne sont efficaces qu'à court terme et sont très coûteuses, par conséquent, elles ne sont généralement mises en œuvre que pour protéger les zones côtières à forts enjeux socio-économiques. Elles ont néanmoins été envisagées à des fins de conservation (Sadat-Noori et al., 2021). Les Solutions fondées sur la Nature incluent la restauration de zones humides côtières là où elles ont été détruites afin de favoriser la mise en place d'une dynamique naturelle et notamment l'accrétion de sédiments qui vont permettre aux écosystèmes côtiers de suivre « verticalement » l'élévation du niveau marin. Il a été démontré que ces stratégies pouvaient à la fois remplir les fonctions attendues en termes de défense contre la submersion et l'érosion côtières tout en favorisant la biodiversité (Moraes et al., 2022). Enfin, les stratégies de retrait peuvent être une alternative intéressante, bien que dans bien des situations, la migration vers l'intérieur des terres des zones humides soit entravée par des barrières naturelles ou anthropogéniques (phénomène de « coastal squeeze » ; Nevermann et al., 2023). Les décideurs et parties prenantes locales sont très souvent peu informés et donc méfiants envers les stratégies incluant la restauration de zones humides naturelles ou le retrait du trait de côté, leur préférant les stratégies d'ingénierie (Loizidou et al., 2023). Notre récente étude (**Verniest et al. 2024**) propose une liste de sites prioritaires où il faudrait mobiliser l'ensemble des acteurs locaux afin de définir la ou les stratégies d'adaptation qu'il serait souhaitable de mettre en place.



Enfin, notre liste de zones humides prioritaires pour la mise en place de mesures de conservation est le reflet de connaissances imparfaites et d'approches incomplètes. L'étude de **Popoff et al. (2021)** met en évidence le nombre énorme de sites potentiellement d'importance internationale (1436) et qui pourraient « officiellement » être considérés comme tels si davantage de dénombrements étaient réalisés. Cette liste de sites pourrait être utilisée par les coordinateurs nationaux des DIOE pour les aider à cibler leurs efforts de comptage dans les années à venir, notamment dans les pays où les moyens mobilisables sont plus limités (Sayoud et al., 2017). Concernant les mesures à mettre en place pour atténuer les effets négatifs des changements globaux futurs, notre approche a consisté à prioriser les sites qui seront probablement les plus exposés (**Verniest et al., 2023 ; 2024**). Une approche complémentaire serait d'identifier les sites qui auront une importance accrue pour les oiseaux d'eau dans le futur en raison du déplacement de leurs aires de distribution. Guillemain et Hearn (2017) ou Nagy et al. (2021) ont déjà mis en évidence des lacunes importantes dans le réseau d'aires protégées en Europe de l'Est, en Asie centrale, au Moyen-Orient et en Afrique subsaharienne qui compromettent l'adaptation au changement climatique des populations d'oiseaux d'eau de la voie de migration Afrique-Eurasie.

## *Chapitre 5 : Apport de nos travaux de recherche à la conservation des zones humides méditerranéennes*

### **1. Un cadre renforcé pour l'Observatoire des Zones Humides Méditerranéennes**

Nos recherches sur les communautés d'oiseaux nous ont permis de compléter l'exercice de suivi-évaluation classiquement mené dans le cadre d'un observatoire. En nous plaçant à différentes échelles spatiales et temporelles, nous avons précisé notre compréhension du lien entre pressions anthropiques, politiques de conservation et état et tendances des zones humides méditerranéennes et de leur biodiversité. Bien sûr, les thèmes qui restent à aborder pour couvrir le domaine de la conservation des oiseaux d'eau en Méditerranée sont nombreux. J'aurai l'occasion d'en présenter certains dans le paragraphe (3.) ainsi que dans la section dédiée à mes futurs projets de recherche. Du travail réalisé avec mes étudiants ces dernières années, j'ai néanmoins retenu deux apports majeurs qui, en plus de consolider le narratif de l'OZHM, ont eu des répercussions sur mon activité professionnelle puisqu'ils ont en partie motivé le montage d'un département « interfaces sciences-société » et d'une équipe « agroécologie » au sein de la Tour du Valat.

#### **1.1. Le rôle majeur de la gouvernance en tant que force protectrice ou destructrice des zones humides**

A l'échelle du bassin méditerranéen et sur un pas de temps relativement récent (1993-2018), nous avons mis en avant le rôle prépondérant de la gouvernance dans la bonne ou la mauvaise fortune des zones humides et des oiseaux d'eau. Une gouvernance inefficace est souvent associée à l'absence de prises de position favorables à la protection de l'environnement, à une législation environnementale mal appliquée et à de faibles niveaux d'investissement dans la conservation, ce qui entraîne la perte et la dégradation des habitats (Harring, 2013 ; Miller et al., 2013 ; Smith et al., 2003). A titre d'exemple, les prélèvements d'eau non régulés ont entraîné la baisse de 70% des surfaces inondées de manière permanente entre 1984 et 2015 en Asie centrale et au Moyen-Orient (Pekel et al., 2016). L'instabilité politique peut également affaiblir l'application de la réglementation encadrant les pratiques de chasse et par conséquent

favoriser les prélèvements illégaux (Brochet et al., 2016). Les tendances sous-régionales contrastées entre nord et sud mais aussi ouest et est du bassin méditerranéen, que nous avons mises en évidence à la fois en termes de surface en zones humides naturelles (Leberger et al., 2020), de tendances d'oiseaux d'eau (Gaget et al., 2020b) et de désignation d'aires protégées (Popoff et al., 2021) sont corrélées aux engagements internationaux des pays (Gaget et al., 2018) et aux efforts de conservation réellement consentis aux échelles nationales (Gaget et al., 2020b). D'autres études montrent que la désignation d'aires protégées n'est pas suffisante pour garantir la conservation des oiseaux d'eau, faut-il encore mettre en place des plans de gestion et des mesures dédiées à leur conservation (Gaget et al., 2021 ; 2022 ; Wauchope et al., 2022).

Pour Amano et al. (2018), les déclinés d'oiseaux d'eau observés dans certaines régions du monde (Amérique du Sud, Afrique, Moyen-Orient et Asie centrale) sont surtout expliqués par un rythme élevé de développement économique combiné à une gouvernance inefficace. En Méditerranée, le taux de croissance du Produit Intérieur Brut de ces vingt dernières années a été le plus fort dans les pays des Balkans, certains du Proche-Orient et dans une moindre mesure au Maghreb (UNEP, 2020), là où nous observons justement les résultats les plus mitigés en termes de conservation des oiseaux d'eau (Gaget et al., 2018 ; 2020b). Ce n'est pas vraiment une surprise, la Tour du Valat étant intervenue plusieurs fois ces dernières années en soutien d'OSC et de gestionnaires de zones humides monténégrins, albanais, turcs et tunisiens pour contrer et proposer des solutions alternatives à des projets destructeurs de zones humides, pourtant reconnues d'importance internationale pour les oiseaux d'eau. A l'opposé, les pays méditerranéens de l'Union européenne où la croissance économique est désormais faible mais où la réglementation environnementale est plus stricte affichent les meilleures tendances d'abondance d'oiseaux d'eau (Nagy et Langoenden, 2023). Je pense cependant qu'il faut se réjouir avec prudence de cet apparent succès de conservation. Ces tendances positives interviennent après des décennies voire des siècles de déclin (Del Hoyo et al., 1992-2013) laissant supposer que l'état de conservation de plusieurs espèces est très dégradé en comparaison de leur état historique. De plus, les politiques environnementales de l'UE restent fragiles, en témoigne l'exemple de la zone humide de Doñana en Andalousie, l'un des principaux sites de reproduction et d'hivernage pour les oiseaux d'eau en Europe, mais qui est aujourd'hui gravement menacée par la surexploitation des nappes phréatiques pour la culture de fraises (Green et al., 2024), une pratique en grande partie illégale pourtant soutenue par les décideurs politiques régionaux (Navedo et al., 2022).

## 1.2. Le poids du secteur agricole sur la biodiversité des deltas méditerranéens

A l'échelle locale, que nous avons surtout investie à travers nos études sur les deltas du Rhône et du Gediz, nous avons mis avant le rôle majeur de nos modes de production agricole dans la structuration et l'abondance des communautés d'oiseaux des zones humides. En prenant des points de référence vieux de 200 ans, nous sommes désormais en mesure d'établir une chronologie de l'impact du développement des activités agricoles et salicoles dans ces milieux sur l'avifaune (**Arslan et al., 2022 ; Galewski et Devictor, 2016**). Le premier impact mesurable est celui des grands travaux d'ingénierie initiés à partir du milieu du 19<sup>ème</sup> siècle. Les inventions technologiques qui ont accompagné la révolution industrielle ont permis des travaux hydrauliques de grande ampleur : endiguements, réduction du nombre de bras des fleuves, drainage des marais à grande échelle (Varani, 1987). La plupart des grands deltas méditerranéens (Ebre, Rhône, Pô, Tibre, Danube...) ont ainsi vu leur fonctionnement hydrologique largement sinon totalement contrôlé par l'Homme, préalable au développement de l'agriculture et d'activités industrielles. Nous avons mis en évidence en Camargue l'extinction locale de plusieurs espèces d'oiseaux, contemporaine de ces grandes transformations (**Galewski et Devictor, 2016**). Parmi elles, on retrouve plusieurs espèces d'oiseaux d'eau qui ont dû souffrir de l'assèchement généralisé des zones humides privées de leur connexion avec le fleuve (ex : Ibis falcinelle) et peut-être d'un accès rendu plus facile à leurs colonies de reproduction. Mon hypothèse est que d'autres espèces autrefois nicheuses dans la domaine méditerranéen, telles que le Phragmite aquatique, le Courlis cendré ou le Canard pilet, se sont éteintes à cette époque parce que spécialistes d'habitats liés au fonctionnement hydrologique naturel des deltas.

Le second impact, d'un point de vue chronologique, est l'aménagement agricole et localement salicole à large échelle des deltas qui a consommé de très importantes surfaces de milieux naturels tels que les sansouïres, steppes salées, dunes, roselières et marais temporaires (Ernoul et al., 2012; Tamisier et Dehorter, 1999). Le riz a joué un rôle central dans l'aménagement agricole deltaïque puisqu'à travers l'introduction d'importants volumes d'eau douce, il a permis la valorisation de terres jusqu'alors trop salées pour leur mise en culture (Mouret et Leclerc, 2018). En fonction des contextes socio-économiques nationaux, l'expansion des rizières et salins est plus ou moins ancienne (années 1930 dans le delta de l'Ebre, 1940-70 en Camargue, 1970-2000 dans le delta du Gediz). Le bilan de ces aménagements a été en réalité plutôt positif pour les

oiseaux spécialistes des zones humides (**Arslan et al., 2022 ; Galewski et Devictor, 2016**) qui ont trouvé dans les rizières et salins des milieux de substitution aux marais et lagunes partiellement détruits par les grands travaux hydrauliques du siècle précédent (Isenmann, 2012). On note ainsi le retour de plusieurs espèces (ex : l'Ibis falcinelle justement), parfois sous des effectifs supérieurs à ceux de la période de référence, suggérant que ces écosystèmes sont susceptibles d'offrir davantage de ressources alimentaires que les écosystèmes originels (Isenmann, 2012). En contrepartie, les espèces spécialistes des milieux qui ont été convertis ont beaucoup diminué, notamment le cortège d'espèces caractéristiques des milieux steppiques (ex : alouettes, gangas, outardes) qui regroupe des espèces aujourd'hui à fort enjeu de conservation (Birdlife, 2021).

Enfin, même si l'agriculture demeure un motif majeur de conversion des zones humides méditerranéennes (Beltrame et al., 2015 ; **Geizendorffer et al., 2018**), nous avons mis en évidence un impact plus contemporain sur les espèces de zones humides, lié cette fois à l'intensification agricole. Comme nous l'avons vu, les oiseaux d'eau s'alimentent aussi dans les parcelles agricoles, aussi les modifications du paysage et des pratiques ont logiquement des répercussions sur eux. Les techniques récentes de mise en eau des rizières (semis à sec et/ou assecs répétés pendant la période de croissance du riz) voire le remplacement progressif du riz par des cultures sèches plus rentables (coton en Andalousie, Grèce et Turquie, maraîchage intensif en Camargue) ont par exemple des impacts négatifs sur leurs populations (Fasola et al., 2022). Nos observations sur le terrain ont également souligné l'importance des milieux naturels qui subsistent dans le paysage agricole que ce soit sous forme de patchs ou de bords de champ (**Mallet et al., 2022 ; 2023**). Le réseau de canaux d'irrigation et de drainage apparaît notamment comme un habitat de substitution intéressant pour plusieurs espèces. Leur gestion dépend de syndicats d'irrigants et ne prend que marginalement en compte les besoins écologiques des espèces. Leur entretien par brûlage de la végétation, curage lors de périodes sensibles pour la faune et, de plus en plus, remplacement par des tuyaux enterrés ou des portiques cimentés, a pour conséquence des niveaux de biodiversité amoindris (Chester et Robson, 2013). Si les aires protégées sont une solution potentiellement efficace pour freiner la perte des habitats naturels, les mesures de conservation proposées pour restaurer la biodiversité dans les milieux agricoles n'ont pas porté leurs fruits (Reif et Vermouzek, 2019). Dans l'Union européenne, ce n'est sans doute pas le budget consenti dans le cadre de la Politique Agricole Commune (PAC), ou les solutions proposées (jachères, agroforesterie, élargissement des bords de champs non cultivés...) qui sont à incriminer mais plutôt

le faible engouement d'une partie du secteur agricole à adopter des pratiques de gestion qui réduiraient à court terme leurs rendements (Brown et al., 2021). Comme le montre l'actualité récente, l'affaiblissement des volets concernant les « normes environnementales » du Pacte Vert européen et de la PAC font partie des revendications des principaux syndicats agricoles européens et ont été entendues par les décideurs européens, ce qui laisse peu d'espoir de voir la situation évoluer favorablement à moyen terme.

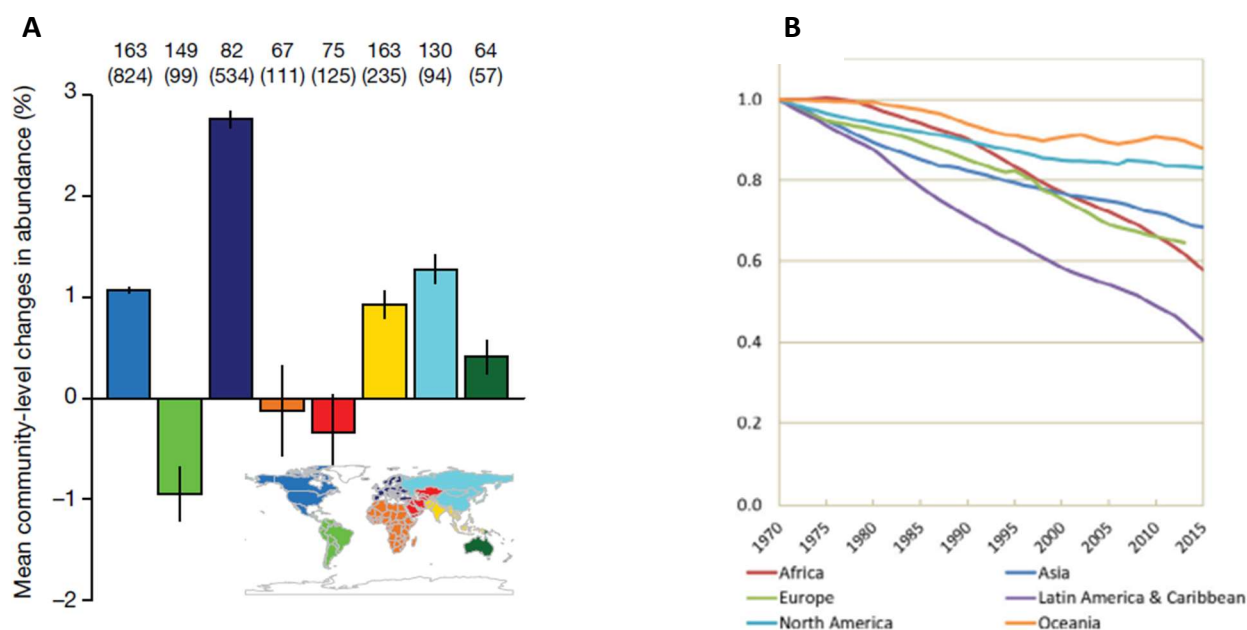
## **2. La conservation des oiseaux d'eau rime-t-elle avec celle des zones humides ?**

L'augmentation des populations d'oiseaux d'eau au cours des dernières décennies est un fait établi dans l'Union européenne, y compris dans sa partie méditerranéenne (Amano et al., 2018 ; Gaget et al., 2020b ; Galewski et al., 2011 ; Godet et al., 2012 ; Nagy et Langendoen, 2023). L'Europe est même la région du monde où, en moyenne, leur abondance a le plus progressé depuis 1990 (Figure 26A). Nous sommes face à un paradoxe puisque dans le même temps la surface et l'état écologique des zones humides naturelles a diminué (Čížková-Končalová et al., 2013 ; Darrah et al., 2019 ; Geijendorffer et al., 2018, Figure 26B).

### **2.1. L'importance historique de la pression de prélèvement**

L'augmentation moyenne des populations oiseaux d'eau en Europe malgré un déclin des zones humides naturelles peut être expliquée par plusieurs facteurs. Le premier est la pression de prélèvement, les oiseaux d'eau y étant fortement soumis. Les prélèvements liés à la chasse de loisir, commerciale ou de régulation au cours du 19<sup>ème</sup> et première moitié du 20<sup>ème</sup> siècle, ont eu un impact majeur sur certaines espèces, notamment en Europe (cf Chapitre 1). Les populations de nombreuses espèces étaient donc à des niveaux d'abondance historiquement bas lorsque la Directive Oiseaux est entrée en vigueur (1979). Cette directive européenne contraignante a promulgué une longue liste d'espèces non-chassables (Gaget, 2018 ; Gaget, Brommer et Galewski *in prep*). L'augmentation des populations d'oiseaux d'eau estimée à partir des années 1990, lorsque les DIOE se sont généralisés, est donc possiblement le résultat d'un relâchement de la pression cynégétique, dont l'effet positif aurait surpassé l'impact

négatif de la dégradation continue des zones humides. Je pense que les oiseaux piscivores cibles de persécutions (cormorans, pélicans, hérons, etc...) ainsi que les espèces d'anatidés et de limicoles dont la chasse a été interdite (ex : Tadorne de Belon, Echasse blanche, Avocette élégante) ont particulièrement bénéficié de cette mesure. A l'opposé, les espèces chassables, même si elles bénéficient d'une réglementation de leurs prélèvements plus stricte que par le passé (notamment sur les dates d'ouverture et de fermeture de leur chasse ; Guillemain et al., 2021) présentent en moyenne une tendance au déclin de leurs populations hivernantes ou reproductrices (Bacon et al., 2023 ; Godet et al., 2012 ; Nagy et Langendoen, 2023 ; Pöysä et al., 2013). Si les prélèvements ne sont donc plus le problème numéro un pour une majorité d'oiseaux d'eau européens, il n'en est peut-être pas de même pour ceux qui migrent à travers l'est du bassin méditerranéen où existe localement une très forte pression de chasse illégale utilisant armes modernes et filets de capture (Brochet et al., 2016). Rappelons que la surexploitation demeure la seconde pression majeure à l'origine du déclin des espèces dans le monde (Jaureguiberry et al., 2022) et même la première pour les mammifères et les oiseaux dans les régions tropicales (Tilker et al., 2019).



**Figure 26.** Tendances suivies par les populations d'oiseaux d'eau et la surface en zones humides au cours des dernières décennies, dans différentes régions du monde. (A) Changements moyens d'abondance pour 461 espèces d'oiseaux d'eau (changements à l'échelle des communautés) entre 1990 et 2013. Tirée de Amano et al. (2018). (B) Wetland Extent Trend index pour les zones humides naturelles entre 1970 et 2015. Un déclin de l'indice signifie que la surface en zones humides a diminué en moyenne. Tirée de Darrah et al. (2019).

## 2.2. La réponse des oiseaux d'eau au développement des zones humides artificielles

Une autre raison possible est que ce que nous percevons comme une pression pour les zones humides ne l'est pas forcément pour les oiseaux d'eau. Ainsi, plusieurs espèces ont profité de la conversion des marais et lagunes naturels de Camargue et du delta du Gediz (Isenmann, 2012), à commencer par le Flamant rose (Balkiz et al., 2009 ; Béchet et al., 2008). De manière générale, les zones humides artificielles - majoritairement des réservoirs et des rizières - ont beaucoup progressé dans le monde depuis les années 1970 (Darrah et al., 2019) jusqu'à représenter aujourd'hui un quart de la surface totale des zones humides dans les pays méditerranéens (**Geijendorffer et al., 2018**). Dans cette région, près de la moitié des zones humides naturelles perdues depuis 1970 l'ont été pour être transformées en zones humides artificielles (**Geijendorffer et al., 2018**). Ces dernières sont donc largement perçues comme des pressions par les écologues puisqu'en plus de supplanter des habitats naturels humides ou non, elles peuvent entraîner des perturbations majeures dans la connectivité et le fonctionnement hydrologique des cours d'eau, nappes phréatiques et autres types de zones humides (Barbarossa et al., 2020 ; Belletti et al., 2020 ; Rundle, 2002). Pourtant, les études qui démontrent l'intérêt des zones humides artificielles pour les oiseaux ne manquent pas en Méditerranée : salins industriels (Dias et al., 2013 ; Masero, 2003), stations d'épuration (Murray et Hamilton, 2010), fermes aquacoles (Scarton, 2017), étangs de pisciculture (Kloskowski et al., 2009), réservoirs d'irrigation (Sebastián-González et al., 2009), etc... On retrouve d'ailleurs de nombreux sites artificiels parmi les sites d'observation les plus prisés par les ornithologues – le lac du Der par exemple - ou parmi les zones humides dépassant les critères d'importance internationale pour les oiseaux d'eau (**Popoff et al., 2021**). Contrairement à certaines idées reçues, les zones humides artificielles peuvent être de grande importance pour d'autres taxons, comme c'est le cas des puits, abreuvoirs ou citernes pour la communauté d'amphibiens méditerranéens (Crochet et al., 2004 ; Romano et al., 2023). Les bénéfices apportés à la biodiversité peuvent cependant être transitoires car la gestion ou la vocation des zones humides artificielles peut rapidement évoluer dans le temps, comme dans le cas des systèmes rizicoles (Fasola et al., 2022 ; Toral et Figuerola, 2010) ou celui des réservoirs, couramment utilisés pour l'installation de centrales photovoltaïques flottantes (Song et al., 2024).

Je manque cependant d'éléments pour affirmer que l'expansion des zones humides artificielles est à l'origine de l'augmentation générale des populations



d'oiseaux d'eau. D'autres études ont par exemple comparé les peuplements d'oiseaux entre milieux artificiels (réservoirs ou rizières) et naturels (marais) et ont observé que les densités d'oiseaux étaient bien plus faibles dans les premières (Green et al., 2002 ; Tourenq et al., 2001). Mon hypothèse – qui reste à tester – est que certaines espèces, par exemple celles liées aux plans d'eau ouverts, ont trouvé des conditions adéquates dans une partie des zones humides artificielles, notamment les moins dérangées et les moins profondes comme cela a pu être démontré à Chypre (Giosa et al., 2018). En revanche, une série d'espèces spécialistes, associées par exemple aux zones humides très végétalisées et faiblement voire saisonnièrement inondées (ex : prairies humides, roselières), ou encore aux milieux instables (ex : bancs sableux) n'ont d'après moi peu ou pas trouvé d'habitats de substitution au sein des zones humides artificielles. Cette hypothèse est corroborée par le fort déclin, bien documenté pour certaines espèces d'oiseaux, en lien avec la diminution des habitats mentionnés plus haut : Râle des genêts (Normand et al., 2009), Locustelle lusciniöide (Godet et al., 2019), Bécassine des marais, Chevalier gambette (Birdlife International, 2021), Héron pourpré (Barbraud et al., 2002) et bien d'autres.

### **2.3. La conservation des oiseaux d'eau ne permet pas celle de tous les habitats humides**

Les exemples de la chasse et des zones humides artificielles démontrent que la conservation des oiseaux d'eau ne passe pas uniquement par celle des zones humides même s'il existe un lien évident, mis en avant par plusieurs de nos études (**Gaget et al., 2020 a et b**). A l'inverse, en se concentrant sur les sites et les écosystèmes les plus importants pour les oiseaux d'eau, les acteurs de la conservation pourraient négliger une partie de la diversité des habitats humides. Dans la région méditerranéenne, les zones humides à inondation temporaire (sansouïres, lacs salés d'Afrique du Nord et d'Anatolie, oueds...) représentent naturellement une part importante des zones humides. Les mares temporaires méditerranéennes par exemple, ne représentent pas un intérêt majeur pour les oiseaux alors qu'elles sont l'écosystème unique de nombreuses autres espèces, notamment de plantes, amphibiens et invertébrés, contribuant ainsi fortement à la richesse spécifique régionale (Beja et Alcazar, 2003 ; Waterkeyn et al., 2008). Malgré leur reconnaissance par la Directive Habitats de l'Union Européenne (1993), la protection de ces milieux a longtemps été négligée et

leur état de conservation est aujourd'hui particulièrement défavorable (Bagella et al., 2016 ; Rhazi et al., 2011 ; Zacharias et Zamparas, 2010). En Camargue, la gestion des marais par des propriétaires privés s'est accompagnée d'importants apports d'eau douce, ce qui a entraîné une diminution de la salinité moyenne de l'eau et une augmentation de la durée de l'inondation (Figure 27). Par conséquent, la composition des espèces des habitats aquatiques a changé, passant de communautés méditerranéennes diversifiées à des communautés peu diversifiées de type continental (Tamisier et Grillas, 1994). Logiquement, les projets de restauration écologique menés ces dernières années sur d'anciennes rizières ou piscicultures ont surtout eu pour objectif de recréer des marais temporaires méditerranéens (Petit-Badon, Verdier, Cassaire, Muller et al., 2022). En parallèle, plusieurs gestionnaires d'aires protégées de Camargue ont porté une attention renforcée au fonctionnement hydrologique de leurs marais (ex : Cohez et al., 2016), réduisant les apports d'eau douce en période estivale. Ces changements de gestion sont mal perçus par une partie des acteurs locaux, et notamment des chasseurs au gibier d'eau, qui observent une diminution des effectifs de canards pendant la saison de chasse entre la fin août et janvier (C. M. 2022, 21 septembre). Que les raisons derrière la désaffection de la Camargue par les canards soient plus complexes - succession d'années à pluviométrie très faible, hivers doux sur l'Europe, limitations des entrées d'eau douce par les gestionnaires de la lagune du Vaccarès en raison de forts niveaux de pollution - n'y change rien, les gestionnaires d'aires protégées sont accusés de sacrifier les oiseaux d'eau au nom de la naturalité. Au-delà du débat local, se pose cette question : la conservation des zones humides méditerranéennes doit-elle viser à protéger les espèces emblématiques tels que les oiseaux d'eau, l'intégrité écologique, la résilience de la nature ou la gestion durable des écosystèmes par les communautés locales ?



**Figure 27.** Distribution des marais méditerranéens temporaires (en noir) en Camargue en 2012. Les zones en gris indiquent les autres types de zones humides. Depuis cette époque, la superficie en marais temporaires a progressé dans le delta grâce à différents projets de restauration écologique (Petit-Badon, Verdier, Marais et Etangs des Salins de Camargue) pour une surface supplémentaire totalisant plusieurs dizaines d’hectares. Tirée de Muller et al. (2022) qui ont initié les travaux de restauration du Cassaïre (indiqué sur la carte).

### 3. Quelles actions de conservation pour assurer l’avenir des zones humides méditerranéennes et des oiseaux d’eau ?

Les changements globaux devraient entraîner une forte augmentation des taux d’extinction d’espèces au cours des prochaines décennies (Wiens et Zelinka, 2024). Si les tendances plutôt favorables des oiseaux d’eau dans le bassin méditerranéen nous invitent à l’optimisme, nos recherches alertent sur un possible déclin futur. Une espèce dont la conservation est citée en modèle, le Flamant rose (Johnson, 1997), est le portrait type d’une espèce qui pourrait largement décliner (Delfino, 2023) : oiseau qui se reproduit en méga-colonies et dont la reproduction nécessite par conséquent de larges surfaces en zones humides, principalement des milieux littoraux sableux menacés à court terme par l’élévation du niveau marin, et des lacs saumâtres continentaux dont l’hydropériode devrait être largement réduite en raison de la diminution des

précipitations et l'augmentation des températures. L'ensemble des limicoles se nourrissant dans la zone intertidale pourraient également se retrouver en mauvaise posture d'autant plus que leur aire de nidification arctique risque de drastiquement se réduire (Wauchope et al., 2016). Les espèces préférant les eaux douces devraient connaître elles aussi une réduction de la surface et de la qualité des milieux favorables en raison de la diminution attendue des zones humides permanentes (déficit pluviométrique et augmentation des pressions sur les ressources en eau) et de l'intrusion d'eau salée à la suite de l'élévation du niveau marin (Donnelly et al., 2022 ; Ferrarini et al., 2023 ; Lefebvre et al., 2019). Pour permettre aux oiseaux de s'adapter aux conséquences du changement climatique, il faudra drastiquement abaisser les autres niveaux de pression anthropiques sur les oiseaux et surtout leurs habitats. Le défi est immense compte tenu des projections d'évolution des facteurs de déclin de la biodiversité dans le bassin méditerranéen (Drobinski et al., 2020 ; Malek et al., 2018 ; **Taylor et al., 2021**). Dans ce climat de crise, le travail des acteurs de la conservation, en tant que défenseurs de la cause de la biodiversité auprès des décideurs et de la société, sera plus que jamais nécessaire. Les scientifiques doivent participer à l'effort en identifiant par exemple les politiques et mesures de conservation les plus pertinentes à intégrer dans ce plaidoyer (Coreau et al., 2017). En ce qui concerne les zones humides méditerranéennes et les oiseaux d'eau, les chercheurs et doctorants de la Tour du Valat ont bien sûr un rôle-clé à jouer. Je pense que les futures recherches devraient notamment faciliter l'atteinte des objectifs suivants :

### **3.1. Etendre le réseau d'aires protégées à l'ensemble des zones humides importantes pour les oiseaux**

Pour soustraire les oiseaux des zones humides aux pressions anthropiques, nous avons vu que les aires protégées correctement gérées sont une mesure de conservation efficace. L'extension du réseau d'aires protégées à davantage de zones humides est par conséquent une priorité. Nous avons contribué à construire une liste de sites pour lesquels la protection serait souhaitable parce qu'ils hébergent en hiver des oiseaux d'eau menacés d'extinction ou, pour les espèces de préoccupation mineure, des effectifs remarquables (**Popoff et al. 2021**) et/ou parce qu'ils sont fortement exposés aux changements futurs (**Verniest et al., 2023, 2024**). Cette liste pourrait gagner en précision en améliorant la qualité et la couverture des DIOE (**Popoff et al., 2021**) et en

prenant en compte davantage de variables dans les modèles de prédictions (**Verniest et al., 2023**). Je pense cependant que même ainsi, nous ne disposerions que d'une liste de sites incomplète, insuffisante pour garantir la conservation des oiseaux d'eau. Toutes les populations d'oiseaux d'eau du Paléarctique sont migratrices à des degrés variables. En considérant uniquement les sites utilisés en hiver, nous ignorons ceux qui sont utilisés aux autres étapes de leur cycle de vie, à commencer par la nidification et la migration. Les avancées technologiques récentes incluant la pose de GPS sur les oiseaux ont révolutionné notre compréhension de l'utilisation spatio-temporelle des zones humides et ont mis en lumière l'importance de sites jusqu'ici insoupçonnée (Green et al., 2018 ; Xu et al., 2022). La liste des sites d'importance internationale pour les oiseaux d'eau mériterait donc d'être révisée et amendée en adoptant une approche plus appropriée au caractère migrateur des oiseaux d'eau (Navedo et Piersma, 2023). Ces derniers bénéficieraient ainsi d'un réseau d'aires protégées mieux connectées (Xu et al., 2022) ce qui faciliterait les changements d'aire de distribution des espèces (Breiner et al., 2021).

En complément du réseau d'aires protégées qui peut s'apparenter à du « land sparing », la prise en compte de la conservation des oiseaux d'eau par les secteurs économiques à travers du « land sharing » (Fischer et al., 2014) me semble importante. De manière générale, une gestion intégrée prenant en compte les exigences des oiseaux d'eau au-delà des écosystèmes de zones humides doit pouvoir s'exercer là où la désignation d'aires protégées ne sera pas possible : milieux agricoles (**Mallet et al. 2022 ; 2023**), zones humides artificielles utilisées pour la production alimentaire ou énergétique, marais cynégétiques... Il est donc urgent de recréer les conditions d'un dialogue apaisé avec ces acteurs afin que des mesures environnementales à impact puissent être mises en place dans ces espaces.

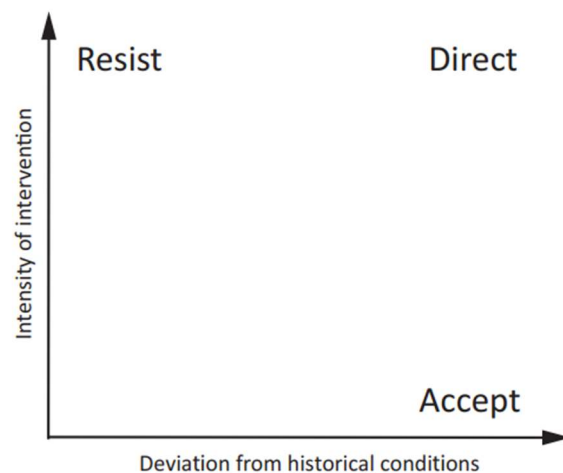
### **3.2. Mettre en place des mesures de gestion facilitant l'adaptation des oiseaux d'eau au changement climatique**

Nous l'avons vu, les aires protégées sont efficaces lorsqu'elles sont accompagnées de mesures de gestion ciblées (**Gaget et al., 2020b ; 2021 ; 2022 ; Wauchope et al., 2022**). Un travail important reste donc à mener auprès des décideurs nationaux et locaux pour qu'ils renforcent le réseau d'aires protégées existant en allouant les moyens nécessaires à leur bonne gestion. En parallèle, l'accompagnement des gestionnaires

dans l'élaboration et l'implémentation des plans de gestion doit se poursuivre. Ces actions de transfert et de partage de connaissances sont d'autant plus importantes que le changement climatique va pousser les gestionnaires à faire des choix. Parmi les espèces ciblées par les gestionnaires, certaines ne trouveront plus les conditions appropriées sur leur aire protégée, les poussant à établir une stratégie d'adaptation. Selon plusieurs auteurs, ces choix s'inscrivent dans le cadre « Résister – Accepter – Diriger » (RAD) qui englobe l'ensemble de l'espace décisionnel lorsqu'il s'agit de gérer des écosystèmes en transformation (Schuurman et al., 2022). En résumé, les gestionnaires peuvent résister activement à la trajectoire écologique en rétablissant les conditions d'origine là où le changement s'est produit. Ils peuvent également accepter la trajectoire et laisser les écosystèmes évoluer vers de nouvelles conditions, souvent avec des conséquences incertaines. La troisième option consiste à intervenir dans la trajectoire afin de diriger ou de faciliter la transformation des écosystèmes vers de nouveaux états censés être plus conformes aux nouveaux climats et mieux à même d'accueillir la biodiversité et fournir les services écosystémiques souhaités. Ces options diffèrent à la fois dans l'intensité de l'intervention et dans la trajectoire de changement de l'écosystème (Figure 28). Les options « Résister » et « Diriger » regroupent évidemment les stratégies les plus coûteuses puisqu'elles supposent une action du gestionnaire pour diminuer la vulnérabilité de l'espèce cible au changement climatique ou faciliter le déplacement des espèces entre sites.

Dans la pratique, les gestionnaires adopteront probablement des stratégies d'adaptation mixtes incluant des mesures de gestion appartenant aux trois options possibles. Le cas du « Blackwater National Wildlife Refuge », une zone humide côtière située dans le Maryland aux Etats-Unis et menacée par l'élévation du niveau marin, l'illustre bien (Schuurman et al., 2022). Les gestionnaires ont choisi de résister au changement sur la zone de marais qui constitue un habitat privilégié pour plusieurs espèces d'oiseaux sensibles à travers l'ajout de sédiments en couche mince pour élever l'altitude du marais. Cette stratégie de résistance, coûteuse, complète l'option « diriger » ailleurs sur le refuge, qui se traduit par la coupe d'arbres pour encourager la migration des marais intertidaux dans les terres. L'expérience est conçue pour créer un habitat de marais avec des caractéristiques qui pourraient éventuellement attirer les espèces d'oiseaux sensibles mentionnées plus haut. Enfin, une grande partie de l'habitat marécageux du refuge est dominée par le roseau non indigène *Phragmites australis* qui constitue un habitat médiocre pour de nombreuses espèces sauvages. Les gestionnaires manquent de fonds pour faire face à cette crise, de sorte qu'une stratégie d'acceptation de ce changement est la seule option possible. Les biologistes de la

conservation ont donc un rôle important à jouer en identifiant les mesures de conservation spécifiques qui pourraient être mises en place par les gestionnaires afin de faciliter l'adaptation au changement climatique des espèces à enjeu.



**Figure 28.** Là où des forces transformatives, tel que le changement climatique, engendrent un changement écologique, les gestionnaires peuvent choisir de résister, accepter ou diriger le changement. Ces trois options diffèrent par l'intensité de l'intervention et la déviation imposée par rapport aux conditions écologiques historiques. Tirée de Schuurman et al. (2022).

### 3.3. Restaurer des zones humides en tant qu'habitats pour les oiseaux

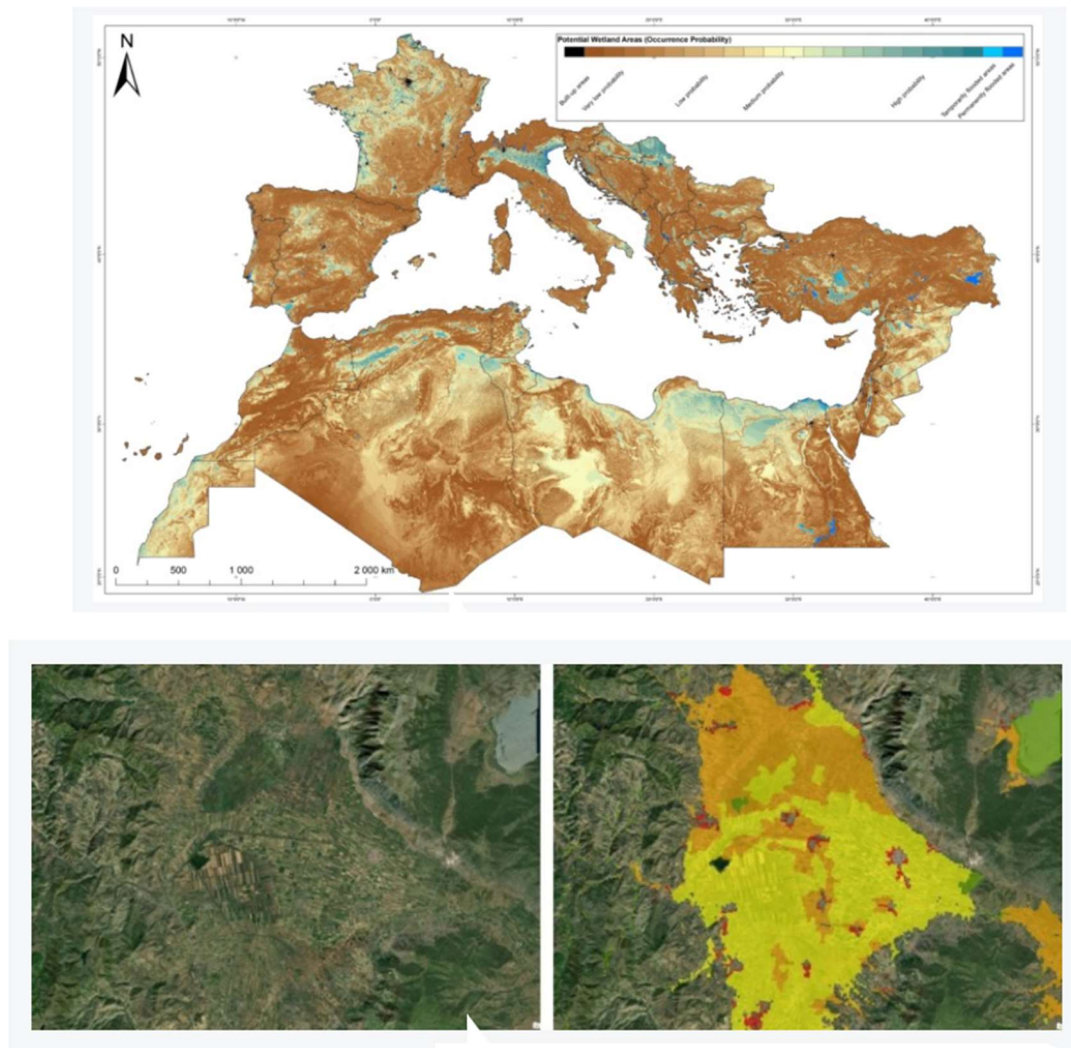
En réponse à la dégradation des écosystèmes, à la perte de biodiversité et au changement climatique, la demande sociétale pour accélérer la restauration des écosystèmes est forte (Suding, 2011). Cette demande s'est notamment traduite par la résolution des Nations-Unies déclarant la période 2021-2030 « la Décade de la restauration des écosystèmes », l'objectif de Kunming-Montréal de restaurer au moins 30% des terres et des mers dégradées d'ici 2030, ou encore le règlement européen sur la restauration de la nature (2024) imposant la restauration de 30% des habitats en mauvais état de l'UE d'ici 2030, prioritairement dans les sites Natura 2000. Lors de la COP14 Ramsar (2022), les Parties Contractantes ont adopté une résolution proposée par l'Espagne (à laquelle nous avons contribué) reconnaissant le potentiel de la conservation des zones humides, et notamment de leur restauration, en tant que

Solutions fondées sur la Nature pour l'atténuation et l'adaptation aux changements climatiques. Ce portage politique implique des opportunités accrues de financement pour permettre la restauration de zones humides dans les pays méditerranéens.

La restauration des zones humides en tant qu'habitats pour les oiseaux est certainement un moyen efficace d'améliorer l'état de conservation de ces derniers comme le montrent différentes études régionales et locales (Benson et al., 2018 ; Cui et al., 2009 ; Kačergytė et al., 2022). Au sein de l'OZHM, nous sommes en train d'identifier à partir d'images satellites les grands ensembles de zones humides qui ont été drainés et convertis en milieux agricoles et artificiels (Figure 29). A partir de ce travail, il sera bientôt possible de définir des stratégies de restauration de zones humides qui permettent de remplir différents objectifs : conservation de la biodiversité, atténuation du changement climatique ou maîtrise des coûts étant les plus régulièrement cités (Strassburg et al., 2020). Selon moi, les oiseaux devraient être intégrés à ces objectifs de restauration, notamment parce que nous disposons d'une abondance de données historiques qui permettent de préciser l'état et le fonctionnement des zones humides avant leur aménagement par les activités humaines. Les dénombrements hivernaux d'oiseaux d'eau ont été initiés à partir des années 1960-70 et de nombreuses zones humides méditerranéennes ont été explorées par des ornithologues au cours du 19<sup>ème</sup> et de la première moitié du 20<sup>ème</sup> siècle. La mobilisation de ces connaissances ornithologiques historiques permettrait sans doute d'élaborer des stratégies de restauration plus ambitieuses (Rodrigues et al., 2019), par exemple en mettant en évidence des écosystèmes disparus et « oubliés » du domaine méditerranéen qu'il serait envisageable de restaurer. C'est par exemple ce que nous avons illustré avec la disparition des oiseaux de steppe des deltas du Gediz et du Rhône (**Arslan et al., 2022 ; Galewski et Devictor, 2016**). J'ai bien conscience que, dans bien des cas, un retour à l'état initial ne sera pas possible ne serait-ce que parce que le changement climatique entraînera inévitablement des changements écologiques (Prober et al., 2019). Là encore l'abondance des données sur les oiseaux peut être mise à profit pour simuler les changements de communauté futurs (un peu comme nous l'avons fait dans **Verniest et al., 2023, 2024**) et aider à définir la trajectoire de restauration la plus appropriée pour atteindre des objectifs durables de conservation de la biodiversité. En plus d'utiliser les oiseaux en tant qu'indicateurs pour une restauration d'écosystèmes fonctionnels, je pense qu'ils pourraient être utiles pour définir des stratégies de ré-ensauvagement. Comme nous l'avons constaté dans une étude en cours de préparation (Gaget, Brommer et Galewski, *in prep*), les aires de répartition et les effectifs modernes de nombreuses espèces d'oiseaux ont été drastiquement réduits par l'action de l'Homme.



De telles connaissances pourraient permettre de prioriser des actions de renforcement de populations, de réintroductions ou tout simplement de restauration de leurs habitats spécifiques.



**Figure 29.** Carte pan-méditerranéenne des zones humides potentielles (haut) obtenue à l'aide de données hydro-écologiques (ex : topographie, écoulement de surface, géologie...), combinées à des variables climatiques et sur les dynamiques des eaux de surface. Le résultat est une carte indiquant la probabilité de présence d'habitats humides. Il est ainsi possible de retrouver et délimiter des zones humides disparues, tels que les marais de Maliqi (bas) en Albanie, entièrement convertis dans les années 1940-50 en champs de betterave sucrière (source, A. Guelmami, OZHM).

### **3.4. Transférer et Convaincre pour assurer la durabilité des mesures de conservation**

Comme nous l'avons discuté dans le paragraphe 1.1., le déploiement de mesures de conservation ambitieuses, efficaces et durables implique un renforcement de la gouvernance. En plus d'assurer l'application des mesures de conservation une fois adoptées, une gouvernance renforcée offre l'opportunité de moyens financiers additionnels, d'une meilleure intégration de la conservation de la biodiversité dans l'ensemble des secteurs socio-économiques et d'une plus grande acceptation des mesures de conservation par la société (Hermoso et al., 2022). Je pense que les biologistes de la conservation peuvent contribuer à cet objectif d'au moins deux façons. La première consiste à mobiliser nos connaissances scientifiques pour informer, sensibiliser et *in fine* influencer la société à travers un plaidoyer en faveur de la biodiversité. Dans le cas des zones humides méditerranéennes, les activités de recherche se sont avérées centrales pour nourrir l'OZHM et ainsi informer les gouvernements des pays méditerranéens sur les efforts à accomplir pour améliorer leur état. Elles n'ont en revanche pas été suffisantes pour infléchir les politiques responsables de la dégradation des zones humides et de leur biodiversité. Ce constat suggère que la production scientifique au sein de la Tour du Valat, même si adaptée à nos cibles à travers la production d'indicateurs et de rapports, doit être complétée par un travail de plaidoyer où nous serions moins donneurs de conseils (position scientifique neutre) mais davantage défenseurs d'une vision (position engagée) (Martin et al., 2016 ; Recher, 2017). La place importante occupée par les oiseaux d'eau dans les politiques de conservation peut être utilisée pour rappeler aux décideurs politiques leurs engagements internationaux et les réglementations nationales. Nous pouvons également faire le choix d'aider un plaidoyer plus activiste par exemple lorsqu'il s'agit de défendre des zones humides en péril. C'est par exemple ce que mon équipe fait à travers l'Alliance Méditerranéenne des Zones Humides, une coalition d'ONG nationales que nous coanimons, en organisant des campagnes médiatiques, des courriers officiels et des manifestations pour dénoncer des projets d'infrastructures en Albanie, Espagne, Grèce, Tunisie, et à présent en Camargue même. A chaque fois, le non-respect par les Etats de leurs objectifs en matière de conservation des oiseaux a été mis en avant.

Une seconde approche pour renforcer la gouvernance passe par le transfert de connaissances afin de renforcer les capacités des groupes de conservation locaux. La

conservation efficace de plusieurs centaines ou probablement plutôt milliers de zones humides d'importance internationale pour les oiseaux dépasse le pouvoir d'agences gouvernementales ou même d'un réseau d'organisations nationales et n'est possible que si la gestion et la protection bénéficient du soutien et de l'implication de la population locale (Waliczky et al., 2018). Ces personnes prennent la plupart des décisions quotidiennes en matière de gestion, ont parfois des droits sur les ressources locales, et leur connaissance de l'environnement, de la culture et de la société signifie qu'elles peuvent souvent jouer un rôle essentiel dans la conservation. Il a été démontré que la conservation qui implique les populations locales est souvent plus efficace, plus durable et plus équitable que la conservation imposée de l'extérieur (par exemple, Ancrenaz et al., 2007 ; Lambrick et al., 2014 ; Störmer et al., 2019). Un des rôles des biologistes peut être d'apporter les connaissances scientifiques permettant à ces OSC d'être en capacité de gérer et protéger « leurs » zones humides. C'est ce que la Tour du Valat a par exemple initié à travers l'Alliance Méditerranéenne pour les Zones Humides et son cycle de formations destinées aux OSC et gestionnaires de zones humides dans les pays méditerranéens. Un autre rôle possible est de recruter parmi les citoyens et locaux des biologistes bénévoles qui ont en charge le suivi du site. La Tour du Valat a également commencé à investir ce domaine à travers le Réseau Oiseaux d'Eau Méditerranée qui forme de jeunes ornithologues aux dénombrements d'oiseaux d'eau partout dans la région.

### **Projet de recherche n°1 : Générer les connaissances qui favorisent des prises de décision favorables à la conservation des oiseaux et des zones humides**

J'ai déjà évoqué dans les paragraphes 3.1 à 3.3 du Chapitre 5 l'ensemble des thèmes de recherche qui permettraient de fournir des informations utiles aux décideurs pour l'élaboration de leurs politiques de conservation en faveur des zones humides et des oiseaux d'eau. Certaines recherches sont déjà en cours. Mon ancien doctorant, Elie Gaget, a par exemple rejoint la Tour du Valat en tant que chargé de recherche et co-encadre deux thèses sur la mise en place de stratégies d'adaptation au changement climatique pour les oiseaux d'eau dans les aires protégées en Europe. Je peux préciser ici comment j'envisage mon implication personnelle à travers mes recherches et celles des étudiants (Master et doctorants) et jeunes chercheurs (postdoctorants) avec qui j'aurai peut-être l'opportunité de collaborer. Il s'agit bien sûr de questions de recherche qui s'inscrivent dans la continuité de mes activités de ces dernières années.

J'aimerais ainsi poursuivre le développement d'indices de tendance d'abondance multi-espèces qui permettent de renseigner précisément les progrès accomplis par les Etats méditerranéens vers l'atteinte de leurs objectifs internationaux et nationaux en matière de conservation des oiseaux d'eau et des zones humides. Comme nous l'avons déjà évoqué tout au long du manuscrit, les oiseaux d'eau sont ciblés par plusieurs politiques internationales de conservation visant à protéger les espèces, les habitats ou les deux (par exemple, la Convention de Ramsar, la Convention sur les espèces migratrices, la Convention de Barcelone, les Directives de l'UE sur les oiseaux, cadre sur l'eau et la stratégie pour le milieu marin). Mon objectif serait double : (i) produire un indice de suivi temporel des « Oiseaux des milieux humides » qui, à l'instar de l'indice des oiseaux spécialistes des milieux agricoles (Gregory, 2010), permette de renseigner les politiques de conservation dédiées au bon état écologique des zones humides et (ii) produire des indices d'abondance pour des lots d'espèces

ciblées par des politiques de conservation. Ceci implique le calcul de tendances et d'estimations de taille de population à large échelle géographique (d'un pays ou d'une région biogéographique) ce qui est un défi car les dénombrements internationaux d'oiseaux d'eau sont caractérisés par de nombreuses valeurs manquantes, une inflation zéro, une surdispersion et un biais de détection. Les méthodes statistiques existantes utilisées pour résoudre ces problèmes ne parviennent généralement pas à les traiter simultanément, ce qui entraîne un biais dans les estimations des tendances (Robin et al., 2019). Je viens de rejoindre une initiative multidisciplinaire réunissant des statisticiens de l'INRAE et de l'Université Sorbonne-Paris et des écologues de l'OFB pour développer une nouvelle méthode d'analyse des données de suivis à grande échelle dans un contexte de pénurie de données. La thèse de Barbara Bricout qui vient de commencer s'inscrit dans ce contexte. Barbara utilise un jeu de données de 173 espèces d'oiseaux d'eau suivies sur une période de 30 ans dans 785 sites d'Afrique du Nord pour estimer les tendances à long terme des espèces rares à l'échelle de cette région. A terme, nous devrions pouvoir corriger une partie des biais mentionnés plus tôt et calculer des tendances de populations à l'échelle de l'ensemble du bassin méditerranéen. En parallèle, pour répondre au premier objectif (i), j'aimerais établir une liste d'espèces d'oiseaux spécialistes des zones humides, en tenant compte des différences qui peuvent exister entre les habitats utilisés en période de reproduction et ceux utilisés en migration et en hivernage. Mon but est d'atteindre un niveau de précision relativement fin, en définissant des espèces spécialistes de différents habitats humides, par exemple des plans d'eau, des lagunes côtières, des vasières intertidales, des roselières, des prairies humides, des cours d'eau, des ripisylves etc... Ce travail pourra se baser sur des données collectées dans la bibliographie mais aussi en croisant les données de dénombrements avec une cartographie des zones humides en Méditerranée utilisant une typologie d'habitats assez précise, une tâche qui est en cours au sein de l'OZHM.

Les oiseaux des zones humides font face à de nombreuses pressions dont l'impact n'a été que partiellement étudié. Dans le bassin méditerranéen, la qualité de l'eau, les prélèvements légaux et illégaux par la chasse ou encore les zoonoses sont susceptibles d'engendrer des répercussions importantes sur la conservation de plusieurs espèces. Dans un futur proche, j'aimerais d'abord m'intéresser à une composante du changement climatique que je n'ai pas encore abordée et qui aura un impact direct sur les oiseaux d'eau : les changements de précipitations. En Méditerranée, il est attendu une diminution et une plus grande irrégularité des pluies (MedECC, 2020), ce qui devrait largement affecter les bilans hydriques des zones

humides, augmentant la salinité et l'isolement des zones humides et diminuant la profondeur d'eau et l'hydropériode (durée de la période d'inondation). Dans le sud-ouest de l'Espagne, où beaucoup de zones humides présentent encore un fonctionnement hydrologique dépendant des précipitations, Ramirez et al. (2018) ont modélisé l'association entre 69 espèces d'oiseaux et les caractéristiques environnementales locales des zones humides. Ils ont par exemple montré que la salinité est un des paramètres conditionnant le plus la structure de la communauté d'espèces. Ils ont ensuite prédit les changements de qualité d'habitats pour chaque espèce dans le cas de différents scénarios de changement climatique, mettant en évidence des répercussions possibles très différentes en fonction des traits d'histoire de vie des oiseaux. J'aimerais me rapprocher de cette équipe de chercheurs basée à la Station Biologique de Doñana et avec qui plusieurs de mes collègues de la Tour du Valat collaborent déjà pour étendre leur méthodologie à d'autres régions du bassin méditerranéen et ainsi compléter notre travail de perspectives (mené dans le cadre de la thèse de Fabien Verniest) afin d'identifier les problèmes émergents en matière de conservation des oiseaux d'eau et d'anticiper les mesures de gestion appropriées. Travailler sur les bilans hydriques des zones humides implique de s'intéresser à d'autres facteurs qui vont interagir de façon cumulative ou antagoniste avec les précipitations : prélèvements d'eau pour les besoins des activités humaines, gestion artificielle des niveaux d'eau pour satisfaire des activités de pêche, de chasse ou balnéaires, création de zones humides artificielles, etc... La baisse des précipitations pourrait ainsi entraîner les secteurs agricoles et industriels à davantage prélever sur les ressources en eau qui étaient jusqu'à présent disponibles pour les zones humides. En revanche, il est possible que les zones humides artificielles – dont la surface devrait encore augmenter pour répondre aux besoins croissants de productions agricole et énergétique - puissent compenser partiellement la dégradation de la capacité d'accueil des oiseaux d'eau des zones humides naturelles. En 2021, Amal Chantoufi, stagiaire de Master 2 que j'ai co-encadrée, a commencé à étudier la structure des communautés d'oiseaux d'eau hivernants dans les lacs de barrage du bassin méditerranéen. J'aimerais reprendre ses analyses pour mieux comprendre les caractéristiques environnementales qui peuvent expliquer les gradients d'abondance et de richesse spécifique en oiseaux observés sur ces plans d'eau. Nous pourrions ainsi fournir des recommandations pour la conservation des oiseaux d'eau qui pourraient être prises en compte dans le cadre de mesures compensatoires faisant suite à la construction de nouveaux barrages ou retenues d'eau.

J'ai eu l'occasion d'étudier les lacunes du réseau d'aires protégées pour garantir la conservation des oiseaux d'eau dans les pays méditerranéens. Ces travaux sont cependant largement perfectibles et méritent d'être complétés par de nouvelles analyses afin de mieux orienter les nouvelles désignations ou le renforcement d'aires protégées existantes. J'ai été par exemple séduit par les recommandations de Nevado et Piersma (2023) qui proposent d'élargir le réseau minimum actuel de zones humides protégées pour les oiseaux d'eau en mettant à jour les lignes directrices pour l'application du Critère 6 de la Convention de Ramsar (site accueillant 1% de la population d'une espèce) comme suit: (i) prendre en compte le temps passé par les individus sur une zone donnée tout au long de sa migration ; (ii) délimiter des zones tampons autour des zones humides désignées, pour inclure des habitats utilisés pour les rassemblements (ex : reposoirs) ou pour une recherche complémentaire d'alimentation, la plupart étant des milieux anthropogéniques ou terrestres, peu ciblés par les mesures de conservation visant les oiseaux d'eau. Les auteurs suggèrent également de réviser les lignes directrices pour l'application du Critère 4 (site abritant des espèces à un stade critique de leur cycle de vie ou servant de refuge dans des conditions difficiles) pour désigner (iii) des sites de refuge d'urgence qui fournissent un abri occasionnel à un pourcentage significatif d'une population ; (iv) des sites utilisés préférentiellement par des individus immatures et non reproducteurs, notamment les sites d'estivage. Si la proposition (iii) peut en partie être explorée grâce aux données DIOE (en identifiant les sites où des effectifs importants sont notés occasionnellement en hiver, par exemple en raison d'une vague de froid ou d'autres types d'événements météorologiques extrêmes), les autres propositions nécessitent d'autres types de données pour identifier les sites d'importance pour les oiseaux d'eau. J'aimerais d'une part mobiliser les réseaux d'ornithologues de ROEM ou de l'Alliance pour les interroger et initier une base de données qui centralise les informations sur des sites remplissant potentiellement les critères proposés par Nevado et Piersma (2023). Ma propre expérience de terrain et les discussions informelles avec d'autres ornithologues me confortent dans l'idée que beaucoup d'informations cruciales ne sont reportées dans aucun formulaire de dénombrement ni aucun article, au mieux apparaissent-elles dans des bulletins d'associations locales. Une autre source d'information mobilisable serait les banques de données de traçage d'oiseaux telle que Movebank ou les plateformes d'observations d'ornithologues amateurs telle que eBird. J'ai la chance d'avoir sur place des collègues (tel que Jocelyn Champagnon) qui travaillent quotidiennement avec ce genre de données et qui sont intégrés dans des

réseaux à la pointe sur ces questions de recherche en Europe et en Afrique. Nous pourrions encadrer ensemble un.e doctorant.e ou un.e postdoctorant.e.

## **Projet n°2 : Permettre à la Camargue de demeurer l'un des principaux sites d'accueil pour l'avifaune en Méditerranée**

Au cours de ces 16 années passées à la Tour du Valat, j'ai assisté à de nombreuses discussions animées sur l'avenir de la Camargue entre acteurs et habitants du territoire : agriculteurs, éleveurs, chasseurs, saliniers, professionnels du tourisme, élus locaux, gestionnaires d'aires protégées, naturalistes, artistes, visiteurs de passage ou encore chercheurs. En résumé deux visions s'opposent, l'une où la Camargue est le résultat de l'action de l'Homme qui à travers ses digues et ses canaux a permis de transformer une région inhospitalière en une terre de production (riz, sel, taureaux, chevaux, canards sauvages), et l'autre où la Camargue est avant tout un delta et par conséquent un espace aux limites changeantes, redessinées sans cesse par le fleuve et la mer. Jusqu'à présent, la seconde vision existait surtout dans l'imaginaire et seuls quelques aires protégées avaient mis en place une gestion favorisant un fonctionnement plus naturel de l'écosystème. Aujourd'hui, le changement climatique rebat les cartes et attise les tensions. Les partisans d'une Camargue figée font face à des situations de plus en plus difficiles - sécheresses prolongées, remontées de sel, érosion du littoral – qui menacent leur quotidien ou leurs activités économiques. De l'autre côté, les partisans d'une Camargue changeante et naturelle ne sont pas toujours dans la capacité de prédire précisément l'évolution des écosystèmes et leurs choix de gestion sont régulièrement décriés. Nous assistons ainsi à des situations assez cocasses où les riziculteurs défendent les flamants roses contre les chercheurs et gestionnaires d'aires protégées accusés d'assécher leur site de reproduction historique, et où les chasseurs reprochent à ces mêmes écologues de faire fuir les oiseaux d'eau en réduisant les apports d'eau douce dans les marais dont ils ont la gestion. A côté de ceux qui aimeraient conserver la Camargue en tant que socio-écosystème et ceux qui aimeraient restaurer ses fonctionnalités, il y en a d'autres – dont je fais partie – qui aimeraient préserver la Camargue en tant que site majeur pour toute une diversité



d'espèces. L'importance ornithologique de cette région m'a toujours fasciné et j'aimerais que mes recherches participent d'une manière ou d'une autre à ce qu'il en soit ainsi au cours des prochaines décennies. Je pense même qu'en adoptant des mesures de conservation pour les oiseaux de Camargue, il sera possible de réconcilier les deux visions.

Comme je l'ai décrit dans le paragraphe 2.3 du chapitre 5, les efforts de restauration se sont multipliés en Camargue ces dernières années mais ils se sont plutôt focalisés vers la restauration de milieux saumâtres côtiers et de mares et marais à inondation temporaire. Si ces choix sont tout à fait justifiés et doivent se poursuivre compte tenu de la destruction à large échelle que ces habitats ont connu par le passé, ce retour partiel à un fonctionnement hydrologique plus naturel n'est pas forcément profitable aux oiseaux d'eau, en particulier aux espèces nicheuses ainsi qu'à celles associées à des zones humides à niveau d'eau élevé et peu salé. La situation peut même devenir critique lors des années marquées par de forts déficits pluviométriques ce qui a été plutôt la norme cette dernière décennie. Pour plusieurs de ces espèces « sensibles », la Camargue est pourtant le principal bastion français : Héron pourpré, Butor étoilé, Nette rousse, Lusciniole à moustaches, Barge à queue noire au printemps, etc... Je pense que pour être complets, les efforts de restauration devraient également concerner les zones humides naturelles à régime d'inondation permanent ou semi-permanent qui devaient exister historiquement en Camargue. Dans les plaines deltaïques, la majorité des zones humides sont des dépressions inondées temporairement par les crues du fleuve ou les entrées marines, mais il est possible de trouver des zones en eau toute l'année, dans les dépressions les plus grandes et les plus profondes et bien sûr, dans les bras du fleuve. Mes recherches sur l'avifaune nicheuse historique ont montré que tout un cortège d'oiseaux caractéristiques des étangs d'eau douce d'Europe centrale étaient aussi présents en Camargue avant les grands travaux hydrauliques (ex : Guifette noire, Canard souchet, Sarcelle d'été, Phragmite aquatique...). J'aimerais donc collaborer avec des chercheurs de diverses disciplines pour identifier les habitats qui étaient susceptibles d'exister localement et capables d'abriter de telles communautés puis, si possible, envisager leur restauration. Il est fort à parier que par le passé les bras du Rhône avaient une valeur ornithologique bien supérieure à celle d'aujourd'hui, car plus larges, beaucoup moins profonds et bordés par d'importantes surfaces de zones humides ripariales. A ce stade très peu avancé de mes réflexions, j'imagine donc que la recréation de bras morts du fleuve avec toute une série de plans d'eau directement connectés pourrait être un des objectifs possibles d'un tel projet.

Une alternative pour assurer la persistance des oiseaux spécialistes des zones humides permanentes et peu salées en Camargue serait de leur dédier de petites superficies de zones humides au sein de vastes espaces gérés naturellement ou au contraire au sein des paysages à vocation économique (salins, rizières). Sur ces zones humides « ornithologiques » y serait appliqué une gestion spécifique, finalement très contrôlée. Une ouverture au public de ces espaces permettrait de financer cette gestion coûteuse ainsi que de répondre à la demande sociétale croissante pour davantage d'accès à l'observation de la faune sauvage.

Là ou les propriétaires privés chercheront à résister au changement climatique en maintenant des activités économiques telles que l'agriculture ou la chasse, j'aimerais poursuivre et étendre mes projets de recherche appliquée pour fournir des connaissances, outils et recommandations permettant d'améliorer la compatibilité des activités humaines avec la préservation des oiseaux. En détail, je souhaiterais mieux comprendre la diversité des fonctionnements des exploitations agricoles en Camargue et établir des scénarios possibles d'évolution de leurs pratiques. J'aimerais également mieux étudier les facteurs de réussite de l'accompagnement des pratiques d'activités agricoles vers une meilleure compatibilité avec la biodiversité. Les différentes mesures agro-environnementales proposées en Camargue ont été peu souscrites par les agriculteurs ou n'ont pas eu de répercussions positives sur les populations d'oiseaux. D'autres, peu contraignantes, telles que le maintien de chaumes en hiver, pourraient être proposées car elles garantiraient des ressources alimentaires accrues pour de nombreuses espèces d'oiseaux, y compris les grues cendrées. Un de mes objectifs de recherche pourrait donc consister à produire un portfolio de mesures bénéfiques aux oiseaux et d'autres taxons et susceptibles d'être adoptées par les agriculteurs du territoire. Comme souvent à la Tour du Valat, les projets de recherche menés à l'échelle de la Camargue pourront être répliqués ou poursuivis dans d'autres zones humides méditerranéennes où les enjeux de conservation sont similaires.

## Bibliographie

---

- Adaman, F., Hakyemez, S., & Ozkaynak, B. (2009). The Political Ecology of a Ramsar Site Conservation Failure: The Case of Burdur Lake, Turkey. *Environment and Planning C: Government and Policy*, 27, 783–800. <https://doi.org/10.1068/c0840>
- Adams-Hosking, C., McBride, M. F., Baxter, G., Burgman, M., de Villiers, D., Kavanagh, R., Lawler, I., Lunney, D., Melzer, A., Menkhorst, P., Molsher, R., Moore, B. D., Phalen, D., Rhodes, J. R., Todd, C., Whisson, D., & McAlpine, C. A. (2016). Use of expert knowledge to elicit population trends for the koala (*Phascolarctos cinereus*). *Diversity and Distributions*, 22(3), 249–262. <https://doi.org/10.1111/ddi.12400>
- Aguesse, P. (1961). *Contribution à l'étude écologique des zygoptères de Camargue*. [Thèse de doctorat]. Université de Paris.
- Alongi, D. M. (2002). Present state and future of the world's mangrove forests. *Environmental Conservation*, 29(3), 331–349. <https://doi.org/10.1017/S0376892902000231>
- Amano, T., Székely, T., Koyama, K., Amano, H., & Sutherland, W. J. (2010). A framework for monitoring the status of populations: An example from wader populations in the East Asian–Australasian flyway. *Biological Conservation*, 143(9), 2238–2247. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.06.010>
- Amano, T., Székely, T., Sandel, B., Nagy, S., Mundkur, T., Langendoen, T., Blanco, D., Soykan, C. U., & Sutherland, W. J. (2018). Successful conservation of global waterbird populations depends on effective governance. *Nature*, 553(7687), 199–202. <https://doi.org/10.1038/nature25139>
- Amano, T., Székely, T., Wauchope, H., Sandel, B., Nagy, S., Mundkur, T., Langendoen, T., Blanco, D., Michel, N., & Sutherland, W. (2020). Responses of global waterbird populations to climate change vary with latitude. *Nature Climate Change*, 10, 1–6. <https://doi.org/10.1038/s41558-020-0872-3>
- Amat, J., & Green, A. (2010). Waterbirds as Bioindicators of Environmental Conditions. In *Conservation Monitoring in Freshwater Habitats A Practical Guide and Case Studies* (pp. 45–52). [https://doi.org/10.1007/978-1-4020-9278-7\\_5](https://doi.org/10.1007/978-1-4020-9278-7_5)
- Ancrenaz, M., Dabek, L., & O'Neil, S. (2007). The Costs of Exclusion: Recognizing a Role for Local Communities in Biodiversity Conservation. *PLOS Biology*, 5(11), e289. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.0050289>
- Anderson, M., Alisauskas, R., Batt, B., Blohm, R., Higgins, K., Perry, M., Ringelman, J., Sederger, J., Serie, J., Sharp, D., Trauger, D., & Williams, C. (2017). The migratory bird treaty and a century of waterfowl conservation. *The Journal of Wildlife Management*, 82. <https://doi.org/10.1002/jwmg.21326>
- Arena, S., Battisti, C., & Carpaneto, G. M. (2011). The ecological importance of wetlands for aerial insectivores (swifts, martins and swallows) along the Tyrrhenian coast. *Rendiconti Lincei*, 22(4), 395–402. <https://doi.org/10.1007/s12210-011-0147-z>
- Arizaga, J., Alonso, D., Crespo, A., Esparza, X., Fernández, E., López, I., Martín, D., & Vilches, A. (2020). Yearly variation in the structure and diversity of a non-breeding passerine bird community in a Mediterranean wetland. *Avian Research*, 11(1), 29. <https://doi.org/10.1186/s40657-020-00215-8>
- Arslan, D., Ernoul, L., Béchet, A., Döndüren, Ö., Siki, M., & Galewski, T. (2022). Using literature and expert knowledge to determine changes in the bird community over a century in a Turkish wetland. *Marine and Freshwater Research*, 74. <https://doi.org/10.1071/MF21332>

- Auffret, A. G., & Thomas, C. D. (2019). Synergistic and antagonistic effects of land use and non-native species on community responses to climate change. *Global Change Biology*, 25(12), 4303–4314. <https://doi.org/10.1111/gcb.14765>
- Bacon, L., Guillemain, M., Arroyo, B., Carboneras, C., Fay, R., Sauser, C., & Lormée, H. (2023). Predominant role of survival on the population dynamics of a threatened species: evidence from prospective analyses and implication for hunting regulation. *Journal of Ornithology*, 164(2), 275–285. <https://doi.org/10.1007/s10336-022-02038-4>
- Bagella, S., Gascon, S., Filigheddu, R., Cogoni, A., & Boix, D. (2016). Mediterranean Temporary Ponds: new challenges from a neglected habitat. *HYDROBIOLOGIA*, 782(1), 1–10. <https://www.webofscience.com/wos/alladb/full-record/CCC:000385175400001>
- Baker, D. J., Garnett, S. T., O'Connor, J., Ehmke, G., Clarke, R. H., Woinarski, J. C. Z., & McGeoch, M. A. (2019). Conserving the abundance of nonthreatened species. *Conservation Biology*, 33(2), 319–328. <https://doi.org/10.1111/cobi.13197>
- Báldi, A., & Batary, P. (2011). Spatial heterogeneity and farmland birds: Different perspectives in Western and Eastern Europe. *Ibis*, 153, 875–876. <https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2011.01169.x>
- Balkiz, O., Özesmi, U., Pradel, R., Germain, C., Siki, M., Amat, J. A., Rendón-Martos, M., Baccetti, N., & Bechet, A. (2009). An update of the greater flamingo *Phoenicopterus roseus* in Turkey. <https://digital.csic.es/handle/10261/61747>
- Barbarossa, V., Schmitt, R., Huijbregts, M., Zarfl, C., King, H., & Schipper, A. (2020). Impacts of current and future large dams on the geographic range connectivity of freshwater fish worldwide. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 117, 201912776. <https://doi.org/10.1073/pnas.1912776117>
- Barbault, R. (1997). *BIODIVERSITE. - Introduction à la biologie de la conservation*. Hachette.
- Barbraud, C., Lepley, M., Mathevet, R., & Mauchamp, A. (2002). Reedbed selection and colony size of breeding Purple Herons *Ardea purpurea* in southern France. *Ibis*, 144, 227–235. <https://doi.org/10.1046/j.1474-919X.2002.00047.x>
- Barnagaud, J.-Y., Barbaro, L., Hampe, A., Jiguet, F., & Archaux, F. (2013). Species' thermal preferences affect forest bird communities along landscape and local scale habitat gradients. *Ecography*, 36(11), 1218–1226. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2012.00227.x>
- Barnes, A. E., Davies, J. G., Martay, B., Boersch-Supan, P. H., Harris, S. J., Noble, D. G., Pearce-Higgins, J. W., & Robinson, R. A. (2023). Rare and declining bird species benefit most from designating protected areas for conservation in the UK. *Nature Ecology & Evolution*, 7(1), 92–101. <https://doi.org/10.1038/s41559-022-01927-4>
- Barrow, M. V. Jr. (1998). *A passion for birds: American ornithology after Audubon*. Princeton University Press.
- Basset, A., Barbone, E., Elliott, M., Li, B.-L., Jorgensen, S., Lucena-Moya, P., Pardo, I., & Mouillot, D. (2013). A unifying approach to understanding transitional waters: Fundamental properties emerging from ecotone ecosystems. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 132, 5–16. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2012.04.012>
- Batary, P., Báldi, A., Ekroos, J., Gallé, R., Grass, I., & Tschardtke, T. (2020). Biologia Futura: landscape perspectives on farmland biodiversity conservation. *Biologia Futura*, 71(1), 9–18. <https://doi.org/10.1007/s42977-020-00015-7>
- Batary, P., Báldi, A., Kleijn, D., & Tschardtke, T. (2010). Landscape-moderated biodiversity effects of agri-environmental management: A meta-analysis. *Proceedings. Biological Sciences / The Royal Society*, 278, 1894–1902. <https://doi.org/10.1098/rspb.2010.1923>

- Batllori, E., Parisien, M.-A., Parks, S. A., Moritz, M. A., & Miller, C. (2017). Potential relocation of climatic environments suggests high rates of climate displacement within the North American protection network. *Global Change Biology*, 23(8), 3219–3230. <https://doi.org/10.1111/gcb.13663>
- Béchet, A., Germain, C., Sandoz, A., Hirons, G. J. M., Green, R. E., Walmsley, J. G., & Johnson, A. R. (2009). Assessment of the impacts of hydrological fluctuations and salt pans abandonment on Greater flamingos in the Camargue, South of France. *Biodiversity and Conservation*, 18(6), 1575–1588. <https://doi.org/10.1007/s10531-008-9544-8>
- Beja, P., & Alcazar, R. (2003). Conservation of Mediterranean temporary ponds under agricultural intensification: an evaluation using amphibians. *Biological Conservation*, 114, 317–326. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(03\)00051-X](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(03)00051-X)
- Belletti, B., Garcia de Leaniz, C., Jones, J., Bizzi, S., Börger, L., Segura, G., Castelletti, A., Bund, W., Aarestrup, K., Barry, J., Belka, K., Berkhuisen, A., Birnie-Gauvin, K., Bussetini, M., Carolli, M., Consuegra, S., Dopico, E., Feierfeil, T., Fernández, S., & Zalewski, M. (2020). More than one million barriers fragment Europe’s rivers. *Nature*, 588, 436–441. <https://doi.org/10.1038/s41586-020-3005-2>
- Beltrame, C., Perennou, C., & Guelmami, A. (2015). Évolution de l’occupation du sol dans les zones humides littorales du Bassin méditerranéen de 1975 à 2005. *Méditerranée*, 97–111. <https://doi.org/10.4000/mediterranee.8046>
- Bengtsson, J., Ahnström, J., & Weibull, A.-C. (2005). The effects of organic agriculture on biodiversity and abundance: a meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*, 42(2), 261–269. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2005.01005.x>
- Benson, C. E., Carberry, B., & Langen, T. A. (2018). Public–private partnership wetland restoration programs benefit Species of Greatest Conservation Need and other wetland-associated wildlife. *Wetlands Ecology and Management*, 26(2), 195–211. <https://doi.org/10.1007/s11273-017-9565-8>
- Benton, T. G., Vickery, J. A., & Wilson, J. D. (2003). Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *Trends in Ecology & Evolution*, 18(4), 182–188. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(03\)00011-9](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(03)00011-9)
- Berzins, L. L., Mazer, A. K., Morrissey, C. A., & Clark, R. G. (2021). Pre-fledging quality and recruitment in an aerial insectivore reflect dynamics of insects, wetlands and climate. *Oecologia*, 196(1), 89–100. <https://doi.org/10.1007/s00442-021-04918-7>
- Bigot, L. (1961). *Essai d’écologie quantitative sur les invertébrés de la sansouire camarguaise*. [Thèse de doctorat]. Université d’Aix-Marseille.
- Bigot, L. (1971). Ecologie des milieux terrestres salés. *Bulletin de La Société d’Ecologie*, 2, 99–121.
- Birard, J., Defos Du Rau, P., Gaudard, C., Guerquin, F., Lamarque, F., Siblet, J.-P., & Mondain-Monval, J.-Y. (2022). Crossroad for bird migration: France should improve the conservation of its key-wetland sites used by 6 million waterbirds. *European Journal of Wildlife Research*, 68. <https://doi.org/10.1007/s10344-021-01551-w>
- Birdlife International. (2017). *Ecosystem Profile: Mediterranean Basin Biodiversity Hotspot* (p. 309). CEPF.
- Birdlife International. (2021). *European Red List of Birds*.
- Blankespoor, B., Dasgupta, S., & Laplante, B. (2014). Sea-Level Rise and Coastal Wetlands. *Ambio*, 43(8), 996–1005. <https://doi.org/10.1007/s13280-014-0500-4>

Blondel, J., Barruol, G., & Vianet, R. (2013). *L'encyclopédie de la Camargue*. Buchet-Chastel.

Blondel, J., & Isenmann, P. (1981). *Guide des oiseaux de Camargue*. Delachaux & Niestlé.

Boere, G., & Piersma, T. (2006). *Waterbirds around the world: A global overview of the conservation, management and research of the world's waterbird flyways*.

Bonebrake, T. C., Brown, C. J., Bell, J. D., Blanchard, J. L., Chauvenet, A., Champion, C., Chen, I.-C., Clark, T. D., Colwell, R. K., Danielsen, F., Dell, A. I., Donelson, J. M., Evengård, B., Ferrier, S., Frusher, S., Garcia, R. A., Griffis, R. B., Hobday, A. J., Jarzyna, M. A., ... Pecl, G. T. (2018). Managing consequences of climate-driven species redistribution requires integration of ecology, conservation and social science. *Biological Reviews*, 93(1), 284–305. <https://doi.org/10.1111/brv.12344>

Bonebrake, T., Christensen, J., Boggs, C., & Ehrlich, P. (2010). Population decline assessment, historical baselines, and conservation. *Conservation Letters*, 3, 371–378. <https://doi.org/10.1111/j.1755-263X.2010.00139.x>

Breiner, F. T., Anand, M., Butchart, S. H. M., Flörke, M., Fluet-Chouinard, E., Guisan, A., Hilarides, L., Jones, V. R., Kalyakin, M., Lehner, B., van Leeuwen, M., Pearce-Higgins, J. W., Voltzit, O., & Nagy, S. (2021). Setting priorities for climate change adaptation of Critical Sites in the Africa-Eurasian waterbird flyways. *Global Change Biology*, 28(3), 739–752. <https://doi.org/10.1111/gcb.15961>

Brito, J., & Naia, M. (2020). Coping with Sea-Level Rise in African Protected Areas: Priorities for Action and Adaptation Measures. *BioScience*, 70. <https://doi.org/10.1093/biosci/biaa087>

Brochet, A.-L., Bossche, W. V. D., Jbour, S., Ndag'ang'a, P. K., Jones, V. R., Abdou, W. A. L. I., Hmoud, A. R. A., Asswad, N. G., Atienza, J. C., Atrash, I., Barbara, N., Bensusan, K., Bino, T., Celada, C., Cherkaoui, S. I., Costa, J., Deceuninck, B., Etayeb, K. S., Feltrup-Azafaf, C., ... Butchart, S. H. M. (2016). Preliminary assessment of the scope and scale of illegal killing and taking of birds in the Mediterranean. *Bird Conservation International*, 26(1), 1–28. <https://doi.org/10.1017/S0959270915000416>

Brochet, A.-L., Mouronval, J.-B., Aubry, P., Gauthier-Clerc, M., Green, A. J., Fritz, H., & Guillemain, M. (2012). Diet and Feeding Habitats of Camargue Dabbling Ducks: What Has Changed Since the 1960s? *Waterbirds: The International Journal of Waterbird Biology*, 35(4), 555–576. <https://www.jstor.org/stable/23326557>

Brommer, J. (2008). Extent of recent polewards range margin shifts in Finnish birds depends on their body mass and feeding ecology. *Ornis Fenn.*, 85.

Brooks, T., Mittermeier, R., Fonseca, G., Gerlach, J., Hoffmann, M., Lamoreux, J., Mittermeier, C., Pilgrim, J., & Rodrigues, A. (2006). Global Biodiversity Conservation Priorities. *Science (New York, N.Y.)*, 313, 58–61. <https://doi.org/10.1126/science.1127609>

Brotans, L., Wolff, A., Paulus, G., & Martin, J.-L. (2005). Effect of adjacent agricultural habitat on the distribution of passerines in natural grasslands. *Biological Conservation*, 124(3), 407–414. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.01.046>

Brown, C., Kovács, E., Herzon, I., Villamayor-Tomas, S., Albizua, A., Galanaki, A., Grammatikopoulou, I., McCracken, D., Olsson, J. A., & Zinngrebe, Y. (2021). Simplistic understandings of farmer motivations could undermine the environmental potential of the common agricultural policy. *Land Use Policy*, 101, 105136. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.105136>

Brundu, G. (2015). Plant invaders in European and Mediterranean inland waters: profiles, distribution, and threats. *Hydrobiologia*, 746(1), 61–79. <https://doi.org/10.1007/s10750-014-1910-9>

- Brunner, B., & Dunne, P. (2017). *Birdmania: A Remarkable Passion for Birds* (J. Billingham, Trans.). Greystone Books.
- Buckland, S. T., Magurran, A., Green, R., & Fewster, R. (2005). Monitoring change in biodiversity through composite indices. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences*, 360, 243–254. <https://doi.org/10.1098/rstb.2004.1589>
- Burger, L. D., Burger, L. W., & Faaborg, J. (1994). Effects of Prairie Fragmentation on Predation on Artificial Nests. *The Journal of Wildlife Management*, 58(2), 249–254. <https://doi.org/10.2307/3809387>
- C, M. (2022, September 21). Arles : les chasseurs de gibiers d'eau de Camargue ne veulent rien lâcher. *La Provence*.
- Cadi, A., & Joly, P. (2004). Impact of the introduction of the red-eared slider (*Trachemys scripta elegans*) on survival rates of the European pond turtle (*Emys orbicularis*). *Biodiversity & Conservation*, 13(13), 2511–2518. <https://doi.org/10.1023/B:BIOC.0000048451.07820.9c>
- Callaghan, C. T., Nakagawa, S., & Cornwell, W. K. (2021). Global abundance estimates for 9,700 bird species. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 118(21), e2023170118. <https://doi.org/10.1073/pnas.2023170118>
- Campos-Silva, J. V., Peres, C. A., Hawes, J. E., Abrahams, M. I., Andrade, P. C. M., & Davenport, L. (2021). Community-based conservation with formal protection provides large collateral benefits to Amazonian migratory waterbirds. *PLOS ONE*, 16(4), e0250022. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0250022>
- Caño, L., Campos, J. A., García-Magro, D., & Herrera, M. (2014). Invasiveness and impact of the non-native shrub *Baccharis halimifolia* in sea rush marshes: fine-scale stress heterogeneity matters. *Biological Invasions*, 16(10), 2063–2077. <https://doi.org/10.1007/s10530-014-0648-7>
- Cardoni, D. A., Favero, M., & Isacch, J. P. (2008). Recreational activities affecting the habitat use by birds in Pampa's wetlands, Argentina: Implications for waterbird conservation. *Biological Conservation*, 141(3), 797–806. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2007.12.024>
- Caro, T., & O'Doherty, G. (2001). On the Use of Surrogate Species in Conservation Biology. *Conservation Biology*, 13, 805–814. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1999.98338.x>
- Carroll, C., & Noss, R. F. (2022). How percentage-protected targets can support positive biodiversity outcomes. *Conservation Biology: The Journal of the Society for Conservation Biology*, 36(4), e13869. <https://doi.org/10.1111/cobi.13869>
- Carson, R., Wilson, E. O., & Lear, L. (2002). *Silent Spring* (40th Anniversary ed. édition). Mariner Books.
- Chansigaud, V. (2007). *Histoire de l'ornithologie / Valérie Chansigaud*. Delachaux et Niestlé.
- Cherkaoui, S. I., Magri, N., & Hanane, S. (2016). Factors Predicting Ramsar Site Occupancy by Threatened Waterfowl: The Case of the Marbled Teal *Marmaronetta angustirostris* and Ferruginous Duck *Aythya nyroca* in Morocco. *Ardeola: Revista Ibérica de Ornitología*, 63.2, 5–5. <https://doi.org/10.13157/arla.63.2.2016.ra5>
- Cherkaoui, S. I., Selmi, S., Amhaouch, Z., & Hanane, S. (2018). Assessment of the effectiveness of wetland protection in improving waterbird diversity in a Moroccan wetland system. *Environmental Monitoring and Assessment*, 190. <https://doi.org/10.1007/s10661-018-7092-6>
- Chester, E. T., & Robson, B. J. (2013). Anthropogenic refuges for freshwater biodiversity: Their ecological characteristics and management. *Biological Conservation*, 166, 64–75. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.06.016>



- Chiatante, G. (2020). Nesting ecology of Lesser Grey and Woodchat Shrikes in Apulia, southern Italy. *Avocetta*, 44(2).
- Čížková-Končalová, H., Květ, J., Comín, F., Laiho, R., Pokorný, J., & Pithart, D. (2013). Actual state of European wetlands and their possible future in the context of global climate change. *Aquatic Sciences*, 75, 1–24. <https://doi.org/10.1007/s00027-011-0233-4>
- Clavel, J., Julliard, R., & Devictor, V. (2011). Worldwide decline of specialist species: toward a global functional homogenization? *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9(4), 222–228. <https://doi.org/10.1890/080216>
- Clavero, M., Villero Pi, D., & Brotons, L. (2011). Climate Change or Land Use Dynamics: Do We Know What Climate Change Indicators Indicate? *PloS One*, 6, e18581. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0018581>
- Coetzee, B. W. T., Gaston, K. J., & Chown, S. L. (2014). Local Scale Comparisons of Biodiversity as a Test for Global Protected Area Ecological Performance: A Meta-Analysis. *PLOS ONE*, 9(8), e105824. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0105824>
- Cohez, D., Paix, L., Gabrie, L., & Olivier, A. (2016). *Plan de gestion 2016-2020 de la Réserve Naturelle Régionale de la Tour du Valat*. Tour du Valat.
- Collen, B., Loh, J., Whitmee, S., McRae, L., Amin, R., & Baillie, J. E. M. (2009). Monitoring change in vertebrate abundance: the living planet index. *Conservation Biology: The Journal of the Society for Conservation Biology*, 23(2), 317–327. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2008.01117.x>
- Collen, B., Whitton, F., Dyer, E. E., Baillie, J. E. M., Cumberlidge, N., Darwall, W. R. T., Pollock, C., Richman, N. I., Soulsby, A.-M., & Böhm, M. (2014). Global patterns of freshwater species diversity, threat and endemism. *Global Ecology and Biogeography*, 23(1), 40–51. <https://doi.org/10.1111/geb.12096>
- Coreau, A., Guillet, F., & Rabaud, S. (2017). The influence of ecological knowledge on biodiversity conservation policies: A strategic challenge for knowledge producers. *Journal for Nature Conservation*, 46. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2017.10.008>
- Côté, I. M., Darling, E. S., & Brown, C. J. (2016). Interactions among ecosystem stressors and their importance in conservation. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 283(1824), 20152592. <https://doi.org/10.1098/rspb.2015.2592>
- Cramer, W., Guiot, J., & Marini, K. (2020). *Climate and Environmental Change in the Mediterranean Basin – Current Situation and Risks for the Future. First Mediterranean Assessment Report* (p. 632). Union for the Mediterranean, Plan Bleu, UNEP/MAP.
- Crespon, J. (1840). *Ornithologie du Gard et des pays circonvoisins*. Bianqui-Gignoux.
- Crivelli, A. J. (1981). Les peuplements de poissons de la Camargue. *Revue d'Écologie (La Terre et La Vie)*, 35(4), 617–671. <https://doi.org/10.3406/rev.1981.4130>
- Crochet, P.-A., Chaline, O., Cheylan, M., & Guillaume, C.-P. (2004). No evidence of general decline in an amphibian community of Southern France. *Biological Conservation*, 119, 297–304. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2003.12.004>
- Cui, B., Yang, Q., Yang, Z., & Zhang, K. (2009). Evaluating the ecological performance of wetland restoration in the Yellow River Delta, China. *Ecological Engineering*, 35(7), 1090–1103. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2009.03.022>



- Darluc, M. (1782). *Histoire naturelle de la Provence contenant ce qu'il y a de plus remarquable dans les règnes végétal, minéral, animal et la partie géoponique*. J.-J. Niel.
- Darrah, S. E., Shennan-Farpón, Y., Loh, J., Davidson, N. C., Finlayson, C. M., Gardner, R. C., & Walpole, M. J. (2019). Improvements to the Wetland Extent Trends (WET) index as a tool for monitoring natural and human-made wetlands. *Ecological Indicators*, 99, 294–298. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.12.032>
- Davidson, N. (2014). How much wetland has the world lost? Long-term and recent trends in global wetland area. *Marine and Freshwater Research*, 65, 936–941. <https://doi.org/10.1071/MF14173>
- Davidson, N., & Stroud, D. (2006). African-Western Eurasian Flyways: Current knowledge, population status and future challenges. In *Waterbirds around the world* (Boere, G.C., Galbraith, C.A. & Stroud, D.A., pp. 63–73). The Stationery Office.
- Davis, B., Guillemain, M., Kaminski, R., Arzel, C., Eadie, J., & Rees, E. (2014). Habitat and resource use by waterfowl in the northern hemisphere in autumn and winter. *Wildfowl*, 4, 17–69.
- De Klemm, C. (1990). La Convention de Ramsar et la conservation des zones humides côtières, particulièrement en Méditerranée. *Revue juridique de l'Environnement*, 15(4), 577–598. <https://doi.org/10.3406/rjenv.1990.2647>
- Deboelpaep, E., Partoens, L., Koedam, N., & Vanschoenwinkel, B. (2022). Highway(s) overhead: Strong differences in wetland connectivity and protected status challenge waterbird migration along the four Palearctic-Afrotropical flyways. *Diversity and Distributions*, 28. <https://doi.org/10.1111/ddi.13508>
- Del Hoyo, J., Elliott, A., & Sargatal, J. (1992-2013). *Handbook of the Birds of the World* (Lynx Editions, 1–16).
- Delany, S. (2005). *Guidelines for Participants in the International Waterbird Census (IWC)*. Wetlands International
- Delfino, H. (2023). A fragile future for pink birds: habitat suitability models predict a high impact of climate change on the future distribution of flamingos. *Emu - Austral Ornithology*, 123, 1–15. <https://doi.org/10.1080/01584197.2023.2257757>
- Delmotte, S., Barbier, J.-M., Mouret, J.-C., Le Page, C., Wery, J., Chauvelon, P., Sandoz, A., & Lopez Ridaura, S. (2016). Participatory integrated assessment of scenarios for organic farming at different scales in Camargue, France. *Agricultural Systems*, 143, 147–158. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2015.12.009>
- DeLuca, W. V., Studds, C. E., Rockwood, L. L., & Marra, P. P. (2004). Influence of land use on the integrity of marsh bird communities of Chesapeake Bay, USA. *Wetlands*, 24(4), 837–847. [https://doi.org/10.1672/0277-5212\(2004\)024\[0837:IOLUOT\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1672/0277-5212(2004)024[0837:IOLUOT]2.0.CO;2)
- Deniau, C. (2022). *Interactions humains – oiseaux d'eau : Usages des populations d'oiseaux d'eau par les communautés locales des principales zones humides sahélo-sahariennes : vers une gestion durable ?* [Thesis, Paris, AgroParisTech]. <http://www.theses.fr/2022AGPT0005>
- Desgranges, J.-L., Ingram, J., Drolet, B., Morin, J., Savage, C., & Borcard, D. (2006). Modelling wetland bird response to water level changes in the Lake Ontario - St. Lawrence River hydrosystem. *Environmental Monitoring and Assessment*, 113(1–3), 329–365. <https://doi.org/10.1007/s10661-005-9087-3>
- Devictor, V., Julliard, R., Couvet, D., & Jiguet, F. (2008a). Birds are tracking climate warming, but not fast enough. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 275(1652), 2743–2748. <https://doi.org/10.1098/rspb.2008.0878>

- Devictor, V., Julliard, R., & Jiguet, F. (2008b). Distribution of specialist and generalist species along spatial gradients of habitat disturbance and fragmentation. *Oikos*, 117(4), 507–514. <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2008.16215.x>
- Devictor, V., van Swaay, C., Brereton, T., Brotons, L., Chamberlain, D., Heliölä, J., Herrando, S., Julliard, R., Kuussaari, M., Lindström, Å., Reif, J., Roy, D. B., Schweiger, O., Settele, J., Stefanescu, C., Van Strien, A., Van Turnhout, C., Vermouzek, Z., WallisDeVries, M., ... Jiguet, F. (2012). Differences in the climatic debts of birds and butterflies at a continental scale. *Nature Climate Change*, 2(2), 121–124. <https://doi.org/10.1038/nclimate1347>
- Dias, M., Lecoq, M., Moniz, F., & Rabaça, J. (2013). Can Human-made Salt pans Represent an Alternative Habitat for Shorebirds? Implications for a Predictable Loss of Estuarine Sediment Flats. *Environmental Management*, 53. <https://doi.org/10.1007/s00267-013-0195-5>
- Díaz, S., Fargione, J., Chapin, F. S., & Tilman, D. (2006). Biodiversity Loss Threatens Human Well-Being. *PLoS Biology*, 4(8), e277. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.0040277>
- Dinerstein, E., Joshi, A. R., Vynne, C., Lee, A. T. L., Pharend-Deschênes, F., França, M., Fernando, S., Birch, T., Burkart, K., Asner, G. P., & Olson, D. (2020). A “Global Safety Net” to reverse biodiversity loss and stabilize Earth’s climate. *Science Advances*, 6(36), eabb2824. <https://doi.org/10.1126/sciadv.abb2824>
- Dobrowski, S. Z., Littlefield, C. E., Lyons, D. S., Hollenberg, C., Carroll, C., Parks, S. A., Abatzoglou, J. T., Hegewisch, K., & Gage, J. (2021). Protected-area targets could be undermined by climate change-driven shifts in ecoregions and biomes. *Communications Earth & Environment*, 2(1), 1–11. <https://doi.org/10.1038/s43247-021-00270-z>
- Doğa Derneği, & Birdlife International. (2010). *Ecosystem Profile: Mediterranean Basin Biodiversity Hotspot* (p. 251). CEPF.
- Donald, P. F., Green, R., & Heath, M. F. (2001). Agricultural intensification and the collapse of Europe’s farmland bird populations. *Proceedings of the Royal Society, Series B*, 155, 39–43.
- Donald, P., Sanderson, F., Burfield, I., Bierman, S., Gregory, R., & Waliczky, Z. (2007). International Conservation Policy Delivers Benefits for Birds in Europe. *Science (New York, N.Y.)*, 317, 810–813. <https://doi.org/10.1126/science.1146002>
- Donnelly, A., & Rodríguez-Rodríguez, D. (2022). Effectiveness of protected areas against land development in coastal areas of the Mediterranean global biodiversity hotspot. *Global Ecology and Conservation*, 38, e02223. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2022.e02223>
- Donnelly, P., Moore, J., Casazza, M., & Coons, S. (2022). Functional Wetland Loss Drives Emerging Risks to Waterbird Migration Networks. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 10, 844278. <https://doi.org/10.3389/fevo.2022.844278>
- Douglas, J. (1978). Biologists urge US endowment for conservation. *Nature*, 275(5676), 82–83. <https://doi.org/10.1038/275082a0>
- Doxa, A., Almpandou, V., Katsanevakis, S., Queirós, A. M., Kaschner, K., Garilao, C., Kesner-Reyes, K., & Mazaris, A. D. (2022). 4D marine conservation networks: Combining 3D prioritization of present and future biodiversity with climatic refugia. *Global Change Biology*, 28(15), 4577–4588. <https://doi.org/10.1111/gcb.16268>
- Doyle, T., McEachern, D., & MacGregor, S. (2016). *Environment and Politics* (4th ed.). Routledge. <https://doi.org/10.4324/9780203383704>

- Drobinski, P., Da Silva, N., Bastin, S., Mailler, S., Muller, C., Ahrens, B., Christensen, O. B., & Lionello, P. (2020). How warmer and drier will the Mediterranean region be at the end of the twenty-first century? *Regional Environmental Change*, 20(3), 78. <https://doi.org/10.1007/s10113-020-01659-w>
- Dudley, N. (2008). Lignes directrices pour l'application des catégories de gestion aux aires protégées (p. 96). UICN.
- Duijns, S., Niles, L. J., Dey, A., Aubry, Y., Friis, C., Koch, S., Anderson, A. M., & Smith, P. A. (2017). Body condition explains migratory performance of a long-distance migrant. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 284(1866), 20171374. <https://doi.org/10.1098/rspb.2017.1374>
- Dyke, F. V. (2008). *Conservation Biology: Foundations, Concepts, Applications*. Springer Science & Business Media.
- Elphick, C. S. (2000). Functional Equivalency between Rice Fields and Seminatual Wetland Habitats. *Conservation Biology*, 14(1), 181–191. <https://www.jstor.org/stable/2641917>
- Ernoul, L., Sandoz, A., & Fellague, A. (2012). The evolution of two great Mediterranean Deltas: Remote sensing to visualize the evolution of habitats and land use in the Gediz and Rhone Deltas. *Ocean & Coastal Management*, 69, 111–117. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2012.07.026>
- Essl, F., Dullinger, S., Rabitsch, W., Hulme, P. E., Pyšek, P., Wilson, J. R. U., & Richardson, D. M. (2015). Delayed biodiversity change: no time to waste. *Trends in Ecology & Evolution*, 30(7), 375–378. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2015.05.002>
- Everard, M., & Noble, D. (2010). The development of bird indicators for British fresh waters and wetlands. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 20(SUPPL. 1). <https://doi.org/10.1002/aqc.1074>
- Fasola, M., Cardarelli, E., Ranghetti, L., Boncompagni, E., Pellitteri-Rosa, D., DelleMonache, D., & Morganti, M. (2022). Changes in rice cultivation affect population trends of herons and egrets in Italy. *Global Ecology and Conservation*, 36, e02135. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2022.e02135>
- Ferrarini, A., Gustin, M., & Celada, C. (2023). Wetland attributes significantly affect patterns of bird species distribution in the Sardinian wetlands (Italy): An uncertain future for waterbird conservation. *Journal of Applied Ecology*, 60. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.14355>
- Ferrero, A. (2006). Challenges and opportunities for a sustainable rice production in Europe and Mediterranean area. *Paddy and Water Environment*, 4(1), 11–12. <https://doi.org/10.1007/s10333-005-0025-3>
- Finlayson, M., Davies, G., Moomaw, W., Chmura, G., Natali, S., Perry, J., Roulet, N., & Sutton-Grier, A. (2018). The Second Warning to Humanity – Providing a Context for Wetland Management and Policy. *Wetlands*, 39, 1–5. <https://doi.org/10.1007/s13157-018-1064-z>
- Fischer, J., Abson, D., Butsic, V., Johnson-Chappell, M. J., Ekroos, J., Hanspach, J., Kuemmerle, T., Smith, H., & von Wehrden, H. (2014). Land Sparing Versus Land Sharing: Moving Forward. *Conservation Letters*. <https://doi.org/10.1111/conl.12084>
- Fluet-Chouinard, E., Stocker, B. D., Zhang, Z., Malhotra, A., Melton, J. R., Poulter, B., Kaplan, J. O., Goldewijk, K. K., Siebert, S., Minayeva, T., Hugelius, G., Joosten, H., Barthelmes, A., Prigent, C., Aires, F., Hoyt, A. M., Davidson, N., Finlayson, C. M., Lehner, B., ... McIntyre, P. B. (2023). Extensive global wetland loss over the past three centuries. *Nature*, 614(7947), 281–286. <https://doi.org/10.1038/s41586-022-05572-6>
- Foden, W. B., Young, B. E., Akçakaya, H. R., Garcia, R. A., Hoffmann, A. A., Stein, B. A., Thomas, C. D., Wheatley, C. J., Bickford, D., Carr, J. A., Hole, D. G., Martin, T. G., Pacifici, M., Pearce-Higgins, J. W., Platts, P. J., Visconti, P.,

- Watson, J. E. M., & Huntley, B. (2019). Climate change vulnerability assessment of species. *WIREs Climate Change*, 10(1), e551. <https://doi.org/10.1002/wcc.551>
- Fourcade, Y., Wallisdevries, M., Kuussaari, M., Swaay, C., Heliölä, J., & Öckinger, E. (2021). Habitat amount and distribution modify community dynamics under climate change. *Ecology Letters*, 24, 950–957. <https://doi.org/10.1111/ele.13691>
- Fraixedas, S., Galewski, T., Ribeiro-Lopes, S., Loh, J., Blondel, J., Fontès, H., Grillas, P., Lambret, P., Nicolas, D., Olivier, A., & Geijzenborffer, I. R. (2019). Estimating biodiversity changes in the Camargue wetlands: An expert knowledge approach. *PLOS ONE*, 14(10), e0224235. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0224235>
- Fraixedas, S., Lindén, A., Piha, M., Cabeza, M., Gregory, R., & Lehikoinen, A. (2020). A state-of-the-art review on birds as indicators of biodiversity: Advances, challenges, and future directions. *Ecological Indicators*, 118, 106728. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106728>
- Frishkoff, L. O., Karp, D. S., Flanders, J. R., Zook, J., Hadly, E. A., Daily, G. C., & M'Gonigle, L. K. (2016). Climate change and habitat conversion favour the same species. *Ecology Letters*, 19(9), 1081–1090. <https://doi.org/10.1111/ele.12645>
- Gaget, E. (2018). *Importance des politiques de conservation pour faciliter l'ajustement des communautés d'oiseaux d'eau hivernants au réchauffement climatique en Méditerranée* [These de doctorat, Paris, Muséum national d'histoire naturelle].
- Gaget, E., Galewski, T., Brommer, J., Le Viol, I., Jiguet, F., Baccetti, N., Langendoen, T., Molina, B., Moniz, F., Moussy, C., Zenatello, M., & Guillemain, M. (2023). Habitat management favouring hunted waterbird species prevents distribution changes in response to climate warming. *Animal Conservation*, 27. <https://doi.org/10.1111/acv.12872>
- Gaget, E., Galewski, T., Jiguet, F., Guelmami, A., Perennou, C., Beltrame, C., & Le Viol, I. (2020a). Antagonistic effect of natural habitat conversion on community adjustment to climate warming in nonbreeding waterbirds. *Conservation Biology*, 34(4), 966–976. <https://doi.org/10.1111/cobi.13453>
- Gaget, E., Galewski, T., Jiguet, F., & Le Viol, I. (2018). Waterbird communities adjust to climate warming according to conservation policy and species protection status. *Biological Conservation*, 227, 205–212. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.09.019>
- Gaget, E., Johnston, A., Pavón-Jordán, D., Lehikoinen, A. S., Sandercock, B. K., Saultan, A., Božič, L., Clausen, P., Devos, K., Domsa, C., Encarnação, V., Faragó, S., Fitzgerald, N., Frost, T., Gaudard, C., Gosztonyi, L., Haas, F., Hornman, M., Langendoen, T., ... Brommer, J. E. (2022). Protected area characteristics that help waterbirds respond to climate warming. *Conservation Biology*, 36(4), e13877. <https://doi.org/10.1111/cobi.13877>
- Gaget, E., Le Viol, I., Pavón-Jordán, D., Cazalis, V., Kerbirou, C., Jiguet, F., Popoff, N., Dami, L., Mondain-Monval, J. Y., Defos du Rau, P., Abdou, W. A. I., Bozic, L., Dakki, M., Encarnação, V. M. F., Erciyas-Yavuz, K., Etayeb, K. S., Molina, B., Petkov, N., Uzunova, D., ... Galewski, T. (2020b). Assessing the effectiveness of the Ramsar Convention in preserving wintering waterbirds in the Mediterranean. *Biological Conservation*, 243, 108485. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108485>
- Gaget, E., Pavón-Jordán, D., Johnston, A., Lehikoinen, A., Hochachka, W. M., Sandercock, B. K., Saultan, A., Azafzaf, H., Bendjedda, N., Bino, T., Božič, L., Clausen, P., Dakki, M., Devos, K., Domsa, C., Encarnação, V., Erciyas-Yavuz, K., Faragó, S., Frost, T., ... Brommer, J. E. (2021). Benefits of protected areas for nonbreeding waterbirds adjusting their distributions under climate warming. *Conservation Biology*, 35(3), 834–845. <https://doi.org/10.1111/cobi.13648>

- Galewski, T., Collen, B., McRae, L., Loh, J., Grillas, P., Gauthier-Clerc, M., & Devictor, V. (2011). Long-term trends in the abundance of Mediterranean wetland vertebrates: From global recovery to localized declines. *Biological Conservation*, 144(5), 1392–1399. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.10.030>
- Galewski, T., & Devictor, V. (2016). When Common Birds Became Rare: Historical Records Shed Light on Long-Term Responses of Bird Communities to Global Change in the Largest Wetland of France. *PLOS ONE*, 11(11), e0165542. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0165542>
- Galewski, T., Segura, L., Aminian Biquet, J., Saccon, E., & Boutry, N. (2021). *Living Mediterranean Report – Monitoring species trends to secure one of the major biodiversity hotspots*. (p. 20). Tour du Valat. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.15878.29763>
- Gaüzère, P., Jiguet, F., & Devictor, V. (2016). Can protected areas mitigate the impacts of climate change on bird's species and communities? *Diversity and Distributions*, 22(6), 625–637. <https://doi.org/10.1111/ddi.12426>
- Gedan, K. B., Silliman, B. R., & Bertness, M. D. (2009). Centuries of Human-Driven Change in Salt Marsh Ecosystems. *Annual Review of Marine Science*, 1(1), 117–141. <https://doi.org/10.1146/annurev.marine.010908.163930>
- Geijzendorffer, I., Chazée, L., Gaget, E., Galewski, T., Guelmami, A., & Perennou, C. (2018). *Mediterranean wetlands outlook 2: Solutions for sustainable Mediterranean wetlands*. Secretariat of the Ramsar Convention.
- Geijzendorffer, I. R., Beltrame, C., Chazee, L., Gaget, E., Galewski, T., Guelmami, A., Perennou, C., Popoff, N., Guerra, C. A., Leberger, R., Jalbert, J., & Grillas, P. (2019). A More Effective Ramsar Convention for the Conservation of Mediterranean Wetlands. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 7. <https://www.frontiersin.org/article/10.3389/fevo.2019.00021>
- Geldmann, J., Manica, A., Burgess, N. D., Coad, L., & Balmford, A. (2019). A global-level assessment of the effectiveness of protected areas at resisting anthropogenic pressures. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 116(46), 23209–23215. <https://doi.org/10.1073/pnas.1908221116>
- Gilroy, J. J. (2017). Stay-at-home strategy brings fitness benefits to migrants. *Journal of Animal Ecology*, 86(5), 983–986. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.12717>
- Giosa, E., Mammides, C., & Zotos, S. (2018). The importance of artificial wetlands for birds: A case study from Cyprus. *PLOS ONE*, 13(5), e0197286. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0197286>
- Godet, L., & Devictor, V. (2018). What Conservation Does. *Trends in Ecology & Evolution*, 33(10), 720–730. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2018.07.004>
- Godet, L., Devictor, V., & Jiguet, F. (2012). Hunting and the fate of French breeding waterbirds. *Bird Study*, 59, 474–482. <https://doi.org/10.1080/00063657.2012.731378>
- Godet, L., Jaffré, M., & Devictor, V. (2011). Waders in winter: long-term changes of migratory bird assemblages facing climate change. *Biology Letters*, 7(5), 714–717. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2011.0152>
- Godet, L., Simonneau, M., & Marquet, M. (2019). Habitat selection by Savi's Warbler *Locustella luscinioides* in the Briere wetland (West France). *Alauda*, 87(3), 217–224.
- Grand, J., Saunders, S. P., Michel, N. L., Elliott, L., Beilke, S., Bracey, A., Gehring, T. M., Gnass Giese, E. E., Howe, R. W., Kasberg, B., Miller, N., Niemi, G. J., Norment, C. J., Tozer, D. C., Wu, J., & Wilsey, C. (2020). Prioritizing

coastal wetlands for marsh bird conservation in the U.S. Great Lakes. *Biological Conservation*, 249, 108708. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108708>

Gray, C. L., Hill, S. L. L., Newbold, T., Hudson, L. N., Börger, L., Contu, S., Hoskins, A. J., Ferrier, S., Purvis, A., & Scharlemann, J. P. W. (2016). Local biodiversity is higher inside than outside terrestrial protected areas worldwide. *Nature Communications*, 7(1), 12306. <https://doi.org/10.1038/ncomms12306>

Green, A., Hamzaoui, M., Agbani, M., & Franchimont, J. (2002). The conservation status of Moroccan wetlands with particular reference to waterbirds and to changes since 1978. *Biological Conservation*, 104, 71–82. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(01\)00155-0](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(01)00155-0)

Green, A. J., Guardiola-Albert, C., Bravo-Utrera, M. Á., Bustamante, J., Camacho, A., Camacho, C., Contreras-Arribas, E., Espinar, J. L., Gil-Gil, T., Gomez-Mestre, I., Heredia-Díaz, J., Kohfahl, C., Negro, J. J., Olías, M., Revilla, E., Rodríguez-González, P. M., Rodríguez-Rodríguez, M., Ruíz-Bermudo, F., Santamaría, L., ... Díaz-Delgado, R. (2024). Groundwater Abstraction has Caused Extensive Ecological Damage to the Doñana World Heritage Site, Spain. *Wetlands*, 44(2), 20. <https://doi.org/10.1007/s13157-023-01769-1>

Green, R. E., Clark, N., Anderson, G., Weston, E., & Hughes, B. (2018). Satellite tagging of spoon-billed sandpipers reveals the importance of intertidal habitats in the Democratic People’s Republic of Korea for migration and post-breeding moult. *Spoon-Billed Sandpiper Force News Bulletin*, 19, 31–33.

Gregory, R. (2010). Wild Bird Indicators: Using Composite Population Trends of Birds as Measures of Environmental Health. *Ornithological Science*, 9, 3–22. <https://doi.org/10.2326/osj.9.3>

Gregory, R. D., van Strien, A., Vorisek, P., Gmelig Meyling, A. W., Noble, D. G., Foppen, R. P. B., & Gibbons, D. W. (2005). Developing indicators for European birds. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 360(1454), 269–288. <https://doi.org/10.1098/rstb.2004.1602>

Gregory, R., Skorpilova, J., Voříšek, P., & Butler, S. (2019). An analysis of trends, uncertainty and species selection shows contrasting trends of widespread forest and farmland birds in Europe. *Ecological Indicators*, 103, 676–687. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.04.064>

Guillaume, C. P. (1975). *Reptiles et batraciens de grande Camargue. Approche comparative avec la faune des marismas (sud-ouest de l’Espagne)* [Thèse de doctorat]. Université de Montpellier.

Guillemain, M., Aubry, P., Folliot, B., & Caizergues, A. (2016). Duck hunting bag estimates for the 2013/14 season in France. *Wildfowl*, 66, 126–141.

Guillemain, M., & Hearn, R. (2017). Ready for climate change? Geographic trends in the protection status of critical sites for Western Palearctic ducks. *Biodiversity and Conservation*, 26(10), 2347–2360. <https://doi.org/10.1007/s10531-017-1359-z>

Guillemain, M., Pöysä, H., Fox, A., Arzel, C., Dessborn, L., Ekroos, J., Gunnarsson, G., Holm, T., Christensen, T., Lehtikoinen, A., Mitchell, C., Rintala, J., & Moller, A. (2013). Effects of climate change on European ducks: What do we know and what do we need to know? *Wildlife Biology*, 19, 1–16. <https://doi.org/10.2981/12-118>

Guillemain, M., Vallecillo, D., Grzegorzcyk, E., Mouronval, J.-B., Gauthier-Clerc, M., Tamisier, A., & Champagnon, J. (2021). Consequences of shortened hunting seasons by the Birds Directive on late winter teal *Anas crecca* abundance in France. *Wildlife Biology*, 2021. <https://doi.org/10.2981/wlb.00845>

Guiot, J., & Cramer, W. (2021, February 2). *Le bassin méditerranéen, point chaud des changements environnementaux*. The Conversation.



- Gürlük, S., & Rehber, Prof. Dr. E. (2006). Evaluation of an Integrated Wetland Management Plan: Case of Uluabat (Apollonia) Lake, Turkey. *Wetlands*, 26, 258–264. [https://doi.org/10.1672/0277-5212\(2006\)26\[258:EOAIWM\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1672/0277-5212(2006)26[258:EOAIWM]2.0.CO;2)
- Gutiérrez, J. (2014). Living in Environments with Contrasting Salinities: A Review of Physiological and Behavioural Responses in Waterbirds. *Ardeola*, 61, 233–256. <https://doi.org/10.13157/arla.61.2.2014.233>
- Hagy, H., Hine, C., Horath, M., Yetter, A., Smith, R., & Stafford, J. (2017). Waterbird response indicates floodplain wetland restoration. *Hydrobiologia*, 804. <https://doi.org/10.1007/s10750-016-3004-3>
- Haig, S., Murphy, S., Matthews, J., Arismendi, I., & Khan, S. (2019). Climate-Altered Wetlands Challenge Waterbird Use and Migratory Connectivity in Arid Landscapes. *Scientific Reports*, 9. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-41135-y>
- Harring, N. (2013). Understanding the Effects of Corruption and Political Trust on Willingness to Make Economic Sacrifices for Environmental Protection in a Cross-National Perspective. *Social Science Quarterly*, 94(3), 660–671. <https://www.jstor.org/stable/42864154>
- Héritier, L., Valdeón, A., Sadaoui, A., Gendre, T., Ficheux, S., Bouamer, S., Kechemir-Issad, N., Du Preez, L., Palacios, C., & Verneau, O. (2017). Introduction and invasion of the red-eared slider and its parasites in freshwater ecosystems of Southern Europe: risk assessment for the European pond turtle in wild environments. *Biodiversity and Conservation*, 26(8), 1817–1843. <https://doi.org/10.1007/s10531-017-1331-y>
- Hoffmann, L. (1964). *Project Mar : the conservation and management of temperate marshes, bogs and other wetlands. Volume 1. Proceedings of the Mar conference.*
- Holm, T. E., & Clausen, P. (2006). Effects of Water Level Management on Autumn Staging Waterbird and Macrophyte Diversity in Three Danish Coastal Lagoons. *Biodiversity & Conservation*, 15(14), 4399–4423. <https://doi.org/10.1007/s10531-005-4384-2>
- Hugues, A. (1937). Contribution à l'étude des oiseaux du Gard, de la Camargue et de la Lozère. *Alauda*, 9, 151–209.
- IPBES. (2019). *Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services* (Brondizio, E.S., Settele, J., Diaz, S., Ngo, H.T.). IPBES secretariat. <https://doi.org/10.5281/zenodo.3831673>
- Isenmann, P. (2012). L'évolution de l'avifaune nicheuse de Camargue au cours du XXe siècle. *Alauda*, 80, 241–266.
- Iwamura, T., Possingham, H. P., Chadès, I., Minton, C., Murray, N. J., Rogers, D. I., Treml, E. A., & Fuller, R. A. (2013). Migratory connectivity magnifies the consequences of habitat loss from sea-level rise for shorebird populations. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 280(1761), 20130325. <https://doi.org/10.1098/rspb.2013.0325>
- Jakob, C., & Poulin, B. (2016). Indirect effects of mosquito control using Bti on dragonflies and damselflies (Odonata) in the Camargue. *Insect Conservation and Diversity*, 9(2), 161–169. <https://doi.org/10.1111/icad.12155>
- Järvinen, O., & Väisänen, R. A. (1979). Changes in Bird Populations as Criteria of Environmental Changes. *Holarctic Ecology*, 2(2), 75–80. <https://www.jstor.org/stable/3682660>
- Jaubert, J., & Lapommeraye, B. (1859). *Richesses ornithologiques du midi de la France.*

- Jaureguiberry, P., Titeux, N., Wiemers, M., Bowler, D. E., Coscieme, L., Golden, A. S., Guerra, C. A., Jacob, U., Takahashi, Y., Settele, J., Díaz, S., Molnár, Z., & Purvis, A. (2022). The direct drivers of recent global anthropogenic biodiversity loss. *Science Advances*, 8(45), eabm9982. <https://doi.org/10.1126/sciadv.abm9982>
- Jiguet, F., Gadot, A.-S., Julliard, R., Newson, S., & Denis, C. (2007). Climate envelope, life history traits and the resilience of birds facing global change. *Global Change Biology*, 13, 1672–1684. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2007.01386.x>
- Johnson, A. R. (1997). Long-Term Studies and Conservation of Greater Flamingos in the Camargue and Mediterranean. *Colonial Waterbirds*, 20(2), 306–315. <https://doi.org/10.2307/1521698>
- Johnston, A., Ausden, M., Dodd, A., Bradbury, R., Chamberlain, D., Jiguet, F., Thomas, C., Cook, A., Newson, S., Ockendon, N., Rehfish, M., Roos, S., Thaxter, C., Brown, A., Crick, H., Douse, A., McCall, R., Pontier, H., Stroud, D., & Pearce-Higgins, J. (2013). Observed and predicted effects of climate change on species abundance in protected areas. *Nature Climate Change*, 3. <https://doi.org/10.1038/nclimate2035>
- Joppa, L. N., & Pfaff, A. (2009). High and Far: Biases in the Location of Protected Areas. *PLOS ONE*, 4(12), e8273. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0008273>
- Kačergytė, I., Pärt, T., Berg, Å., Arlt, D., Žmihorski, M., & Knappe, J. (2022). Quantifying effects of wetland restorations on bird communities in agricultural landscapes. *Biological Conservation*, 273, 109676. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2022.109676>
- Kayser, Y., Blanchon, T., Galewski, T., Gauthier-Clerc, M., Poulin, B., Thibault, M., & et al. (2014). *Compte-rendu ornithologique Camargue-Crau-Alpilles pour les années 2007-2012*. Tour du Valat & SNPN/Réserve Nationale de Camargue.
- Keith, D. A., Ferrer-Paris, J. R., Nicholson, E., & Kingsford, R. D. (2020). The IUCN Global Ecosystem Typology 2.0: Descriptive profiles for biomes and ecosystem functional groups.
- Kelble, C. R., Loomis, D. K., Lovelace, S., Nuttle, W. K., Ortner, P. B., Fletcher, P., Cook, G. S., Lorenz, J. J., & Boyer, J. N. (2013). The EBM-DPSEER Conceptual Model: Integrating Ecosystem Services into the DPSIR Framework. *PLOS ONE*, 8(8), e70766. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0070766>
- Kerbiriou, C., Azam, C., Touroult, J., Marmet, J., Julien, J.-F., & Pellissier, V. (2018). Common bats are more abundant within Natura 2000 areas. *Biological Conservation*, 217, 66–74. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.10.029>
- Kirby, J. S., Stattersfield, A. J., Butchart, S. H. M., Evans, M. I., Grimmett, R. F. A., Jones, V. R., O'Sullivan, J., Tucker, G. M., & Newton, I. (2008). Key conservation issues for migratory land- and waterbird species on the world's major flyways. *Bird Conservation International*, 18(S1), S49–S73. <https://doi.org/10.1017/S0959270908000439>
- Klaus, F., Tschamtké, T., Bischoff, G., & Grass, I. (2021). Floral resource diversification promotes solitary bee reproduction and may offset insecticide effects – evidence from a semi-field experiment. *Ecology Letters*, 24(4), 668–675. <https://doi.org/10.1111/ele.13683>
- Kleijn, D., Cherkaoui, I., Goedhart, P. W., van der Hout, J., & Lammertsma, D. (2014). Waterbirds increase more rapidly in Ramsar-designated wetlands than in unprotected wetlands. *Journal of Applied Ecology*, 51(2), 289–298. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12193>
- Kleijn, D., Rundlöf, M., Scheper, J., Smith, H. G., & Tschamtké, T. (2011). Does conservation on farmland contribute to halting the biodiversity decline? *Trends in Ecology & Evolution*, 26(9), 474–481. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2011.05.009>



- Kloskowski, J., Green, A., Polak, M., Bustamante, J., & Jaroslaw, K. (2009). Complementary use of natural and artificial wetlands by waterbirds wintering in Doñana, South-West Spain. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 19, 815–826. <https://doi.org/10.1002/aqc.1027>
- Korner-Nievergelt, F., Strebel, N., Buckland, S. T., Freeman, R., Gregory, R. D., Guélat, J., Isaac, N. J. B., McRae, L., Roth, T., Schirmer, S., Soldaat, L. L., Voříšek, P., & Sattler, T. (2022). Multi-species population indices for sets of species including rare, disappearing or newly occurring species. *Ecological Indicators*, 140, 109005. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.109005>
- Koschová, M., Rivas-Salvador, J., & Reif, J. (2018). Continent-wide test of the efficiency of the European union's conservation legislation in delivering population benefits for bird species. *Ecological Indicators*, 85, 563–569. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.11.019>
- Koskimies, P. (1989). Birds as a tool in environmental monitoring. *Annales Zoologici Fennici*, 26(3), 153–166. <https://www.jstor.org/stable/23734578>
- Krebs, J. R., Wilson, J. D., Bradbury, R. B., & Siriwardena, G. M. (1999). The second Silent Spring? | Nature. *Nature*, 400, 611–612.
- Kuhnert, P. M. (2011). Four case studies in using expert opinion to inform priors. *Environmetrics*, 22(5), 662–674. <https://doi.org/10.1002/env.1115>
- Kukkala, A., Maiorano, L., Thuiller, W., & Arponen, A. (2019). Identifying national responsibility species based on spatial conservation prioritization. *Biological Conservation*, 236, 411–419. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.05.046>
- Lambrick, F. H., Brown, N. D., Lawrence, A., & Bebbler, D. P. (2014). Effectiveness of Community Forestry in Prey Long Forest, Cambodia. *Conservation Biology*, 28(2), 372–381. <https://doi.org/10.1111/cobi.12217>
- Larsen, B. B., Miller, E. C., Rhodes, M. K., & Wiens, J. J. (2017). Inordinate Fondness Multiplied and Redistributed: the Number of Species on Earth and the New Pie of Life. *The Quarterly Review of Biology*. <https://doi.org/10.1086/693564>
- Le Viol, I., Jiguet, F., Brotons, L., Herrando, S., Lindström, Å., Pearce-Higgins, J. W., Reif, J., Van Turnhout, C., & Devictor, V. (2012). More and more generalists: two decades of changes in the European avifauna. *Biology Letters*, 8(5), 780–782. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2012.0496>
- Leberger, R., Geijzendorffer, I. R., Gaget, E., Gwelmami, A., Galewski, T., Pereira, H. M., & Guerra, C. A. (2020). Mediterranean wetland conservation in the context of climate and land cover change. *Regional Environmental Change*, 20(2), 67. <https://doi.org/10.1007/s10113-020-01655-0>
- Ledger, S. E. H., Loh, J., Almond, R., Böhm, M., Clements, C. F., Currie, J., Deinet, S., Galewski, T., Grooten, M., Jenkins, M., Marconi, V., Painter, B., Scott-Gatty, K., Young, L., Hoffmann, M., Freeman, R., & McRae, L. (2023). Past, present, and future of the Living Planet Index. *Npj Biodiversity*, 2(1), 1–13. <https://doi.org/10.1038/s44185-023-00017-3>
- Lefebvre, G., Redmond, L., Germain, C., Palazzi, E., Terzago, S., Willm, L., & Poulin, B. (2019). Predicting the vulnerability of seasonally-flooded wetlands to climate change across the Mediterranean Basin. *Science of The Total Environment*, 692, 546–555. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.263>
- Legagneux, P., Duhart, M., & Schricke, V. (2007). Seeds consumed by waterfowl in winter: a review of methods and a new web-based photographic atlas for seed identification. *Journal of Ornithology*, 148(4), 537–541. <https://doi.org/10.1007/s10336-007-0148-y>

- Legendre, F. (2002). Le passage migratoire du Pluvier guignard *Charadrius morinellus* en France. *Ornithos*, 9(4), 138–151.
- Lehikoinen, A., Lindström, Å., Santangeli, A., Sirkiä, P., Brotons, L., Devictor, V., Elts, J., Foppen, R., Heldbjerg, H., Herrando, S., Herremans, M., Hudson, M.-A., Jiguet, F., Johnston, A., Lorrilliere, R., Marjakangas, E.-L., Michel, N., Moshøj, C., Nellis, R., & van Turnhout, C. (2021). Wintering bird communities are tracking climate change faster than breeding communities. *Journal of Animal Ecology*, 90. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.13433>
- Lehikoinen, A., Rintala, J., Lammi, E., & Pöysä, H. (2016). Habitat-specific population trajectories in boreal waterbirds: alarming trends and bioindicators for wetlands. *Animal Conservation*, 19(1), 88–95. <https://doi.org/10.1111/acv.12226>
- Lehikoinen, P., Santangeli, A., Jaatinen, K., Rajasärkkä, A., & Lehikoinen, A. (2018). Protected areas act as a buffer against detrimental effects of climate change—Evidence from large-scale, long-term abundance data. *Global Change Biology*, 25. <https://doi.org/10.1111/gcb.14461>
- Lenoir, J., Bertrand, R., Comte, L., Bourgeaud, L., Hattab, T., Murienne, J., & Grenouillet, G. (2020). Species better track climate warming in the oceans than on land. *Nature Ecology & Evolution*, 4(8), 1044–1059. <https://doi.org/10.1038/s41559-020-1198-2>
- Leverington, F., Costa, K., Pavese, H., Lisle, A., & Hockings, M. (2010). A Global Analysis of Protected Area Management Effectiveness. *Environmental Management*, 46, 685–698. <https://doi.org/10.1007/s00267-010-9564-5>
- Loh, J., Green, R., Ricketts, T., Lamoreux, J., Jenkins, M., Kapos, V., & Randers, J. (2005). The Living Planet Index: Using species population time series to track trends in biodiversity. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences*, 360, 289–295. <https://doi.org/10.1098/rstb.2004.1584>
- Loizidou, X., Orthodoxou, D., Loizides, M., Petsa, D., & Anzidei, M. (2023). Adapting to sea level rise: participatory, solution-oriented policy tools in vulnerable Mediterranean areas. *Environment Systems and Decisions*, 1–19. <https://doi.org/10.1007/s10669-023-09910-5>
- Lotze, H. K., Lenihan, H. S., Bourque, B. J., Bradbury, R. H., Cooke, R. G., Kay, M. C., Kidwell, S. M., Kirby, M. X., Peterson, C. H., & Jackson, J. B. C. (2006). Depletion, Degradation, and Recovery Potential of Estuaries and Coastal Seas. *Science*, 312(5781), 1806–1809. <https://doi.org/10.1126/science.1128035>
- Maceda-Veiga, A., López, R., & Green, A. J. (2017). Dramatic impact of alien carp *Cyprinus carpio* on globally threatened diving ducks and other waterbirds in Mediterranean shallow lakes. *Biological Conservation*, 212, 74–85. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.06.002>
- Maclean, I. M. D., Austin, G. E., Rehfisch, M. M., Blew, J., Crowe, O., Delany, S., Devos, K., Decuninck, B., Günther, K., Laursen, K., Van Roomen, M., & Wahl, J. (2008). Climate change causes rapid changes in the distribution and site abundance of birds in winter. *Global Change Biology*, 14(11), 2489–2500. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2008.01666.x>
- Malek, Ž., Verburg, P. H., Geijzendorffer, I., Bondeau, A., & Cramer, W. (2018). Global change effects on land management in the Mediterranean region. *Global Environmental Change*, 50, 238–254. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2018.04.007>
- Mallet, P. (2022). *Rôle des infrastructures et des pratiques agroécologiques pour la conservation de la biodiversité dans les systèmes de grandes cultures en Camargue* [These de doctorat, Avignon].

- Mallet, P., Béchet, A., Galewski, T., Mesléard, F., Hilaire, S., Lefebvre, G., Poulin, B., & Sirami, C. (2022). Different components of landscape complexity are necessary to preserve multiple taxonomic groups in intensively-managed rice paddy landscapes. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 328, 107864. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2022.107864>
- Mallet, P., Bechet, A., Sirami, C., Mesleard, F., Blanchon, T., Calatayud, F., Dagonet, T., Gaget, E., Leray, C., & Galewski, T. (2023). Field margins as substitute habitat for the conservation of birds in agricultural wetlands. *Peer Community Journal*, 3. <https://doi.org/10.24072/pcjournal.299>
- Margules, C. R., & Pressey, R. L. (2000). Systematic conservation planning. *Nature*, 405(6783), 243–253. <https://doi.org/10.1038/35012251>
- Masero, J. (2003). Assessing alternative anthropogenic habitats for conserving waterbirds: Salinas as buffer areas against the impact of natural habitat loss for shorebirds. *Biodiversity and Conservation*, 12, 1157–1173. <https://doi.org/10.1023/A:1023021320448>
- Masson-Delmotte, V., Zhai, P., Pirani, A., Connors, S. L., Péan, C., Berger, S., Caud, N., Chen, Y., Goldfarb, L., Gomis, M. I., Huang, M., Leitzell, K., Lonnoy, E., Matthews, J. B. R., Maycock, T. K., Waterfield, T., Yelekçi, Ö., Yu, R., & Zhou, B. (Eds.). (2021). *Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press.
- Mathevet, R. (2004). *Camargue incertaine. Sciences, usages et natures*. Buchet-Chastel.
- Mathevet, R., & Guillemain, M. (2016). *Que ferons-nous des canards sauvages ? Chasse, nature et gestion adaptative*.
- Mathevet, R., & Tamisier, A. (2002). Creation of a nature reserve, its effects on hunting management and waterfowl distribution in the Camargue (southern France). *Biodiversity & Conservation*, 11(3), 509–519. <https://doi.org/10.1023/A:1014860617353>
- Mawdsley, J. R., O'malley, R., & Ojima, D. S. (2009). A Review of Climate-Change Adaptation Strategies for Wildlife Management and Biodiversity Conservation. *Conservation Biology*, 23(5), 1080–1089. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2009.01264.x>
- Maxwell, S. L., Cazalis, V., Dudley, N., Hoffmann, M., Rodrigues, A. S. L., Stolton, S., Visconti, P., Woodley, S., Kingston, N., Lewis, E., Maron, M., Strassburg, B. B. N., Wenger, A., Jonas, H. D., Venter, O., & Watson, J. E. M. (2020). Area-based conservation in the twenty-first century. *Nature*, 586(7828), 217–227. <https://doi.org/10.1038/s41586-020-2773-z>
- Mayaud, N. (1938). L'avifaune de la Camargue et des grands étangs voisins de Berre et de Thau. *L'Oiseau*, 8, 284–349.
- Mesléard, F., Garnero, S., Beck, N., & Rosecchi, É. (2005). Uselessness and indirect negative effects of an insecticide on rice field invertebrates. *Comptes Rendus Biologies*, 328(10), 955–962. <https://doi.org/10.1016/j.crvi.2005.09.003>
- McGuire, J. L., Lawler, J. J., McRae, B. H., Nuñez, T. A., & Theobald, D. M. (2016). Achieving climate connectivity in a fragmented landscape. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113(26), 7195–7200. <https://doi.org/10.1073/pnas.1602817113>
- McRae, L., Deinet, S., & Freeman, R. (2017). The Diversity-Weighted Living Planet Index: Controlling for Taxonomic Bias in a Global Biodiversity Indicator. *PLOS ONE*, 12(1), e0169156. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0169156>

- MedECC. (2020). *Climate and Environmental Change in the Mediterranean Basin – Current Situation and Risks for the Future. First Mediterranean Assessment Report* (Cramer, W., Guiot, J., Marini, K). Union for the Mediterranean, Plan Bleu, UNEP/MAP. DOI: 10.5281/zenodo.7224821
- Mediterranean Wetlands Observatory. (n.d.). *Mediterranean Wetlands Outlook. First Mediterranean Wetlands Observatory report - Technical report* (Beltrame, C., Chazée, L., Galewski, T., Perennou, C.). Tour du Valat.
- Meffe, G., Carroll, C., & Groom, M. (2006). *Principles of Conservation Biology, 3rd Edition*. Martha J. Groom, Gary K. Meffe, C. Ronald Carroll. 2006. Sinauer Associates. Sunderland, MA.
- Meffe, G. K., & Viederman, S. (1995). Combining Science and Policy in Conservation Biology. *Wildlife Society Bulletin* (1973-2006), 23(3), 327–332. <https://www.jstor.org/stable/3782936>
- Mesléard, F., Garnero, S., Beck, N., & Rosecchi, É. (2005). Uselessness and indirect negative effects of an insecticide on rice field invertebrates. *Comptes Rendus Biologies*, 328(10), 955–962. <https://doi.org/10.1016/j.crvi.2005.09.003>
- Mesléard, F., Gauthier-Clerc, M., & Lambret, P. (2016). Impact of the insecticide Alphacypermetrine and herbicide Oxadiazon, used singly or in combination, on the most abundant frog in French rice fields, *Pelophylax perezi*. *Aquatic Toxicology*, 176, 24–29. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2016.04.004>
- Meyer, S., Wesche, K., Krause, B., & Leuschner, C. (2013). Dramatic losses of specialist arable plants in Central Germany since the 1950s/60s – a cross-regional analysis. *Diversity and Distributions*, 19(9), 1175–1187. <https://doi.org/10.1111/ddi.12102>
- Miller, D., Agrawal, A., & Roberts, J. (2013). Biodiversity, Governance, and the Allocation of International Aid for Conservation. *Conservation Letters*, 6. <https://doi.org/10.1111/j.1755-263X.2012.00270.x>
- Mistry, J., Berardi, A., & Simpson, M. (2008). Birds as indicators of wetland status and change in the North Rupununi, Guyana. *Biodiversity and Conservation*, 17. <https://doi.org/10.1007/s10531-008-9388-2>
- Mitsch, W. J. (2019). *Wetlands*. Northwestern University Press.
- Mittermeier, R., Gil, P., Hoffmann, M., Pilgrim, J., Brooks, T., Mittermeier, C., Lamoreux, J., & Fonseca, G. (2004). *Hotspots Revisited. Earth's Biologically Richest and Most Endangered Terrestrial Ecoregions* (Vol. 392).
- Molinier, R., & Tallon, G. (1974). Documents pour un inventaire des plantes vasculaires de la Camargue. *Bulletin Du Musée d'histoire Naturelle de Marseille*, 34, 7–165.
- Møller, A. P., Fiedler, W., & Berthold, P. (2010). *Effects of Climate Change on Birds*. OUP Oxford.
- Mora, C., Tittensor, D. P., Adl, S., Simpson, A. G. B., & Worm, B. (2011). How Many Species Are There on Earth and in the Ocean? *PLoS Biology*, 9(8), e1001127. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.1001127>
- Moraes, R. P. L., Reguero, B. G., Mazarrasa, I., Ricker, M., & Juanes, J. A. (2022). Nature-Based Solutions in Coastal and Estuarine Areas of Europe. *Frontiers in Environmental Science*, 10. <https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fenvs.2022.829526>
- Moreby, S. J., & Southway, S. E. (1999). Influence of autumn applied herbicides on summer and autumn food available to birds in winter wheat fields in southern England. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 72(3), 285–297. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(99\)00007-9](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(99)00007-9)
- Mouret, J.-C., & Leclerc, B. (2018). *Le riz et la Camargue. Vers des agroécosystèmes durables*. Cardère / Educagri.

- Mouronval, J.-B., Brochet, A.-L., Aubry, P., & Guillemain, M. (2014). Les anatidés hivernant en Camargue se nourrissent-ils dans les marais aménagés pour la chasse ? *Faune Sauvage*, 303, 14–21.
- Muller, I., Friry, J., Buisson, E., & Mesléard, F. (2022). The Cassaire wetland restoration project: defining the reference ecosystem. *Ecologia Mediterranea*, 48. <https://doi.org/10.3406/ecmed.2022.2140>
- Mundkur, T., Galbraith, C., Jones, T., & Kirby, J. (2014). *A Review of Migratory Bird Flyways and Priorities for Management*. <https://doi.org/10.13140/2.1.3201.3602>
- Munguia, S., & Heinen, J. (2021). Assessing Protected Area Management Effectiveness: the Need for a Wetland-Specific Evaluation Tool. *Environmental Management*, 68. <https://doi.org/10.1007/s00267-021-01527-1>
- Murray, C., & Hamilton, A. (2010). Perspectives on wastewater treatment wetlands and waterbird conservation. *Journal of Applied Ecology*, 47, 976–985. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01853.x>
- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., da Fonseca, G. A. B., & Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403(6772), 853–858. <https://doi.org/10.1038/35002501>
- Nagy, S., Breiner, F., Anand, M., Butchart, S., Flörke, M., Fluet-Chouinard, E., Guisan, A., Hilarides, L., Jones, V., Kalyakin, M., Lehner, B., Pearce-Higgins, J., & Voltzit, O. (2021). Climate change exposure of waterbird species in the African-Eurasian flyways. *Bird Conservation International*, 32, 1–26. <https://doi.org/10.1017/S0959270921000150>
- Nagy, S., & Langendoen, T. (2023). *Trends of wintering waterbirds in the European Union: Summary of the 2023 update*.
- Navedo, J. G., Piersma, T., Figuerola, J., & Vansteelant, W. (2022). Spain's Doñana World Heritage Site in danger. *Science*, 376(6589), 144–144. <https://doi.org/10.1126/science.abo7363>
- Navedo, J., & Piersma, T. (2023). Do 50-year-old Ramsar criteria still do the best possible job? A plea for broadened scientific underpinning of the global protection of wetlands and migratory waterbirds. *Conservation Letters*, 16. <https://doi.org/10.1111/conl.12941>
- Navedo, J. G., & Ruiz, J. (2020). Oversummering in the southern hemisphere by long-distance migratory shorebirds calls for reappraisal of wetland conservation policies. *Global Ecology and Conservation*, 23, e01189. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2020.e01189>
- Nevermann, H., AghaKouchak, A., & Shokri, N. (2023). Sea level rise implications on future inland migration of coastal wetlands. *Global Ecology and Conservation*, 43, e02421. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2023.e02421>
- Newton, I. (2004). The recent declines of farmland bird populations in Britain: An appraisal of causal factors and conservation actions. *Ibis*, 146, 579–600. <https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2004.00375.x>
- Niang, A., Pernollet, C. A., Gauthier-Clerc, M., & Guillemain, M. (2016). A cost-benefit analysis of rice field winter flooding for conservation purposes in Camargue, Southern France. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 231, 193–205. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.06.018>
- Nichols, J. D., & Williams, B. K. (2006). Monitoring for conservation. *Trends in Ecology & Evolution*, 21(12), 668–673. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2006.08.007>
- Normand, F., Latraube, F., Lacourpaille, D., & Yesou, P. (2009). A study of the evolution of a population of Corncrakes in the Loire estuary. Spatial and temporal analysis of the habitats. *Alauda*, 77(3), 209–2018.

- Norris, K., Atkinson, P. W., & Gill, J. A. (2004). Climate change and coastal waterbird populations – past declines and future impacts. *Ibis*, 146(s1), 82–89. <https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2004.00331.x>
- Oliver, T. H., & Morecroft, M. D. (2014). Interactions between climate change and land use change on biodiversity: attribution problems, risks, and opportunities. *WIREs Climate Change*, 5(3), 317–335. <https://doi.org/10.1002/wcc.271>
- O'Neill, B. C., Tebaldi, C., van Vuuren, D. P., Eyring, V., Friedlingstein, P., Hurtt, G., Knutti, R., Kriegler, E., Lamarque, J.-F., Lowe, J., Meehl, G. A., Moss, R., Riahi, K., & Sanderson, B. M. (2016). The Scenario Model Intercomparison Project (ScenarioMIP) for CMIP6. *Geoscientific Model Development*, 9(9), 3461–3482. <https://doi.org/10.5194/gmd-9-3461-2016>
- Ouassou, A., Dakki, M., Lahrouz, S., Agbani, M. A. E., & Qninba, A. (2018). Status and Trends of the Ferruginous Duck's (*Aythya nyroca*) Wintering Population in Morocco: Analysis of 35 Years of Winter Census Data (1983-2017). *International Journal of Zoology*, 2018, 1.
- Pacifici, M., Foden, W. B., Visconti, P., Watson, J. E. M., Butchart, S. H. M., Kovacs, K. M., Scheffers, B. R., Hole, D. G., Martin, T. G., Akçakaya, H. R., Corlett, R. T., Huntley, B., Bickford, D., Carr, J. A., Hoffmann, A. A., Midgley, G. F., Pearce-Kelly, P., Pearson, R. G., Williams, S. E., ... Rondinini, C. (2015). Assessing species vulnerability to climate change. *Nature Climate Change*, 5(3), 215–224. <https://doi.org/10.1038/nclimate2448>
- Papworth, S. k., Rist, J., Coad, L., & Milner-Gulland, E. j. (2009). Evidence for shifting baseline syndrome in conservation. *Conservation Letters*, 2(2), 93–100. <https://doi.org/10.1111/j.1755-263X.2009.00049.x>
- Parc naturel régional de Camargue. (2013). *Evolution de l'occupation du sol en Camargue en 20 ans (1991-2011)* (Gal, R., Isenmann, P., Mebrek, C.).
- Pauly, D. (1995). Anecdotes and the shifting baseline syndrome of fisheries. *Trends in Ecology & Evolution*, 10(10), 430. [https://doi.org/10.1016/s0169-5347\(00\)89171-5](https://doi.org/10.1016/s0169-5347(00)89171-5)
- Pavón-Jordán, D., Fox, A. D., Clausen, P., Dagys, M., Deceuninck, B., Devos, K., Hearn, R. D., Holt, C. A., Hornman, M., Keller, V., Langendoen, T., Ławicki, Ł., Lorentsen, S. H., Luigujõe, L., Meissner, W., Musil, P., Nilsson, L., Paquet, J.-Y., Stipniece, A., ... Lehikoinen, A. (2015). Climate-driven changes in winter abundance of a migratory waterbird in relation to EU protected areas. *Diversity and Distributions*, 21(5), 571–582. <https://doi.org/10.1111/ddi.12300>
- Pavón-Jordán, D., Santangeli, A., & Lehikoinen, A. (2017). Effects of flyway-wide weather conditions and breeding habitat on the breeding abundance of migratory boreal waterbirds. *Journal of Avian Biology*, 48. <https://doi.org/10.1111/jav.01125>
- Peach, M., Cohen, J., Frair, J., Zuckerberg, B., Sullivan, P., Porter, W., & Lang, C. (2018). The value of protected areas to avian persistence across 20 years of climate and land-use change. *Conservation Biology*, 33. <https://doi.org/10.1111/cobi.13205>
- Pekel, J.-F., Cottam, A., Gorelick, N., & Belward, A. S. (2016). High-resolution mapping of global surface water and its long-term changes. *Nature*, 540(7633), 418–422. <https://doi.org/10.1038/nature20584>
- Pellissier, V., Schmucki, R., Pe'er, G., Aunins, A., Brereton, T. M., Brotons, L., Carnicer, J., Chodkiewicz, T., Chylarecki, P., del Moral, J. C., Escandell, V., Evans, D., Foppen, R., Harpke, A., Heliölä, J., Herrando, S., Kuussaari, M., Kühn, E., Lehikoinen, A., ... Julliard, R. (2020). Effects of Natura 2000 on nontarget bird and butterfly species based on citizen science data. *Conservation Biology*, 34(3), 666–676. <https://doi.org/10.1111/cobi.13434>



- Pereira, H., Leadley, P., Proença, V., Alkemade, R., Scharlemann, J., Fernandez, J., Araújo, M., Balvanera, P., Biggs, R., Cheung, W., Chini, L., Cooper, H., Gilman, E., Guenette, S., Hurr, G., Huntington, H., Oberdorff, T., Revenga, C., & Walpole, M. (2010). Scenarios for Global Biodiversity in the 21st Century. *Science*, 330, 1496–1501.
- Perennou, C., Gaget, E., Galewski, T., Geijzendorffer, I., & Guelmami, A. (2020). Chapter 11 - Evolution of wetlands in Mediterranean region. In M. Zribi, L. Brocca, Y. Trambly, & F. Molle (Eds.), *Water Resources in the Mediterranean Region* (pp. 297–320). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-818086-0.00011-X>
- Perrings, C., Duraiappah, A., Larigauderie, A., & Mooney, H. (2011). The Biodiversity and Ecosystem Services Science-Policy Interface. *Science (New York, N.Y.)*, 331, 1139–1140. <https://doi.org/10.1126/science.1202400>
- Pimm, S., Jenkins, C., Abell, R., Brooks, T., Gittleman, J., Joppa, L., Raven, P., Roberts, C., & Sexton, J. (2014). The biodiversity of species and their rates of extinction, distribution, and protection. *Science (New York, N.Y.)*, 344, 1246752. <https://doi.org/10.1126/science.1246752>
- Pimm, S. L., Jenkins, C. N., & Li, B. V. (2018). How to protect half of Earth to ensure it protects sufficient biodiversity. *Science Advances*, 4(8), eaat2616. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aat2616>
- Poitevin, F., Olivier, A., Bayle, P., & Scher, O. (2010). *Mammifères de Camargue*. Editions Regards du Vivant.
- Popoff, N., Gaget, E., Béchet, A., Dami, L., du Rau, P. D., Geijzendorffer, I., Guelmami, A., Mondain-Monval, J.-Y., Perennou, C., Suet, M., Verniest, F., Deschamps, C., Taylor, N. G., Azafzaf, H., Bendjedda, N., Bino, T., Borg, J. J., Božič, L., Dakki, M., ... Galewski, T. (2021). Gap analysis of the Ramsar site network at 50: over 150 important Mediterranean sites for wintering waterbirds omitted. *Biodiversity and Conservation*, 30(11), 3067–3085. <https://doi.org/10.1007/s10531-021-02236-1>
- Poulin, B., Lefebvre, G., & Crivelli, A. J. (2007). The invasive red swamp crayfish as a predictor of Eurasian bittern density in the Camargue, France. *Journal of Zoology*, 273(1), 98–105. <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.2007.00304.x>
- Poulin, B., Tétrel, C., & Lefebvre, G. (2022). Impact of mosquito control operations on waterbirds in a Camargue nature reserve. *Wetlands Ecology and Management*, 30(5), 1049–1064. <https://doi.org/10.1007/s11273-021-09834-4>
- Pöysä, H., Rintala, J., Lehikoinen, A., & Väisänen, R. A. (2013). The importance of hunting pressure, habitat preference and life history for population trends of breeding waterbirds in Finland. *European Journal of Wildlife Research*, 59(2), 245–256. <https://doi.org/10.1007/s10344-012-0673-8>
- Princé, K., Rouveyrol, P., Pellissier, V., Touroult, J., & Jiguet, F. (2021). Long-term effectiveness of Natura 2000 network to protect biodiversity: A hint of optimism for common birds. *Biological Conservation*, 253, 108871. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108871>
- Prober, S. M., Doerr, V. A. J., Broadhurst, L. M., Williams, K. J., & Dickson, F. (2019). Shifting the conservation paradigm: a synthesis of options for renovating nature under climate change. *Ecological Monographs*, 89(1), e01333. <https://doi.org/10.1002/ecm.1333>
- Ramirez, F., Rodríguez, C., Seoane, J., Figuerola, J., & Bustamante, J. (2018). How will climate change affect endangered Mediterranean waterbirds? *PLOS ONE*, 13, e0192702. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0192702>
- Ramsar Convention on Wetlands. (2018). *Global Wetland Outlook: State of the World's Wetlands and their Services to People* (Gardner, R.C., Finlayson, M.). Ramsar Convention Secretariat.
- Rands, M. R. W., Adams, W. M., Bennun, L., Butchart, S. H. M., Clements, A., Coomes, D., Entwistle, A., Hodge, I., Kapos, V., Scharlemann, J. P. W., Sutherland, W. J., & Vira, B. (2010). Biodiversity Conservation: Challenges Beyond 2010. *Science*, 329(5997), 1298–1303. <https://doi.org/10.1126/science.1189138>

- Ranius, T., Ahlbäck Widenfalk, L., Seedre, M., Lindman, L., Felton, A., Hämäläinen, A., Filyushkina, A., & Öckinger, E. (2022). Protected area designation and management in a world of climate change: A review of recommendations. *Ambio*, 52. <https://doi.org/10.1007/s13280-022-01779-z>
- Reid, J., Colloff, M., Arthur, A., & McGinness, H. (2013). Influence of Catchment Condition and water resource development on waterbird assemblages in the Murray-Darling Basin, Australia. *Biological Conservation*, 165, 25–34. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.05.009>
- Reif, J., & Vermouzek, Z. (2019). Collapse of farmland bird populations in an Eastern European country following its EU accession. *Conservation Letters*, 12(1), e12585. <https://doi.org/10.1111/conl.12585>
- Rendón, M. A., Green, A. J., Aguilera, E., & Almaraz, P. (2008). Status, distribution and long-term changes in the waterbird community wintering in Doñana, south-west Spain. *Biological Conservation*, 141(5), 1371–1388. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.03.006>
- Rhazi, L., Grillas, P., Saber, E.-R., Rhazi, M., Brendonck, L., & Waterkeyn, A. (2011). Vegetation of Mediterranean temporary pools: A fading jewel? *Hydrobiologia*, 689, 1–14. <https://doi.org/10.1007/s10750-011-0679-3>
- Rigal, S., Dakos, V., Alonso, H., Auniņš, A., Benkó, Z., Brotons, L., Chodkiewicz, T., Chylarecki, P., de Carli, E., del Moral, J. C., Domşa, C., Escandell, V., Fontaine, B., Foppen, R., Gregory, R., Harris, S., Herrando, S., Husby, M., Ieronymidou, C., ... Devictor, V. (2023). Farmland practices are driving bird population decline across Europe. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 120(21), e2216573120. <https://doi.org/10.1073/pnas.2216573120>
- Robin, G., Josse, J., Moulines, É., & Sardy, S. (2019). Low-rank model with covariates for count data with missing values. *Journal of Multivariate Analysis*, 173, 416–434. <https://doi.org/10.1016/j.jmva.2019.04.004>
- Robinson, R. A., & Sutherland, W. J. (2002). Post-War Changes in Arable Farming and Biodiversity in Great Britain. *Journal of Applied Ecology*, 39(1), 157–176. <https://www.jstor.org/stable/827227>
- Rodary, E., & Milian, J. (2009). Chapitre 1. Extension et diversification des aires protégées : rupture ou continuité ? In C. Aubertin (Ed.), *Aires protégées, espaces durables ?* (pp. 33–53). IRD Éditions. <https://books.openedition.org/irdeditions/5665>
- Rodrigues, A. S. L., Andelman, S. J., Bakarr, M. I., Boitani, L., Brooks, T. M., Cowling, R. M., Fishpool, L. D. C., da Fonseca, G. A. B., Gaston, K. J., Hoffmann, M., Long, J. S., Marquet, P. A., Pilgrim, J. D., Pressey, R. L., Schipper, J., Sechrest, W., Stuart, S. N., Underhill, L. G., Waller, R. W., ... Yan, X. (2004). Effectiveness of the global protected area network in representing species diversity. *Nature*, 428(6983), 640–643. <https://doi.org/10.1038/nature02422>
- Rodrigues, A. S. L., & Cazalis, V. (2020). The multifaceted challenge of evaluating protected area effectiveness. *Nature Communications*, 11(1), 5147. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-18989-2>
- Rodrigues, A. S. L., Monsarrat, S., Charpentier, A., Brooks, T., Hoffmann, M., Reeves, R., Palomares, M., & Turvey, S. (2019). Unshifting the baseline: a framework for documenting historical population changes and assessing long-term anthropogenic impacts. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 374(1788), 20190220. <https://doi.org/10.1098/rstb.2019.0220>
- Romano, A., Bernabò, I., Rosa, G., Salvidio, S., & Costa, A. (2023). Artificial paradises: Man-made sites for the conservation of amphibians in a changing climate. *Biological Conservation*, 286, 110309. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2023.110309>
- Rose, P. M., & Scott, D. A. (1997). *Waterfowl Population Estimates. Second Edition*. (Wetlands International Publication No. 44., p. 106). Wetlands International.



- Rosecchi, E., Beck, N., & Mesléard, F. (2006). Spatio-temporal changes in aquatic macro-invertebrate assemblages of conventional rice fields in the Camargue (Rhône-Delta, France). *Vie et Milieu*, 56, 55–63.
- Roy, E. (2000). Découverte d'une population de Fauvette à lunettes *Sylvia conspicilata* en Cerdagne française. *Meridionalis*, 2, 52–53.
- Rundle, S. (2002). Threats to the Running Water Ecosystems of the World. *Environmental Conservation*, 29, 134–153. <https://doi.org/10.1017/S0376892902000097>
- Sadat-Noori, M., Rankin, C., Rayner, D., Heimhuber, V., Gaston, T., Drummond, C., Chalmers, A., Khojasteh, D., & Glamore, W. (2021). Coastal wetlands can be saved from sea level rise by recreating past tidal regimes. *Scientific Reports*, 11(1), 1196. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-80977-3>
- Sakellarides, T. M., Konstantinou, I. K., Hela, D. G., Lambropoulou, D., Dimou, A., & Albanis, T. A. (2006). Accumulation profiles of persistent organochlorines in liver and fat tissues of various waterbird species from Greece. *Chemosphere*, 63(8), 1392–1409. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2005.09.025>
- Santangeli, A., & Lehtikoinen, A. (2017). Are winter and breeding bird communities able to track rapid climate change? Lessons from the high North. *Diversity and Distributions*, 23(3), 308–316. <https://doi.org/10.1111/ddi.12529>
- Sanz-Aguilar, A., Béchet, A., Germain, C., Johnson, A. R., & Pradel, R. (2012). To leave or not to leave: survival trade-offs between different migratory strategies in the greater flamingo. *Journal of Animal Ecology*, 81(6), 1171–1182. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2012.01997.x>
- Sauter, A., Korner-Nievergelt, F., & Jenni, L. (2010). Evidence of climate change effects on within-winter movements of European Mallards *Anas platyrhynchos*. *Ibis*, 152, 600–609. <https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2010.01028.x>
- Sayoud, M. S., Salhi, H., Chalabi, B., Allali, A., Dakki, M., Qninba, A., El Agbani, M. A., Azafzaf, H., Feltrup-Azafzaf, C., Dlensi, H., Hamouda, N., Abdel Latif Ibrahim, W., Asran, H., Abu Elnoor, A., Ibrahim, H., Etayeb, K., Bouras, E., Bashaimam, W., Barbash, A., ... Defos du Rau, P. (2017). The first coordinated trans-North African mid-winter waterbird census: The contribution of the International Waterbird Census to the conservation of waterbirds and wetlands at a biogeographical level. *Biological Conservation*, 206, 11–20. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.12.005>
- Scarton, F. (2017). Long-term trend of the waterbird community breeding in a heavily man-modified coastal lagoon: the case of the important bird area “Lagoon of Venice.” *Journal of Coastal Conservation*, 21. <https://doi.org/10.1007/s11852-016-0470-8>
- Schioppa, E. P., & Siesa, M. (2014). Assessing the consequences of biological invasions on species with complex life cycles: Impact of the alien crayfish *Procambarus clarkii* on Odonata. *Ecological Indicators*.
- Schuerch, M., Spencer, T., Temmerman, S., Kirwan, M. L., Wolff, C., Lincke, D., McOwen, C. J., Pickering, M. D., Reef, R., Vafeidis, A. T., Hinkel, J., Nicholls, R. J., & Brown, S. (2018). Future response of global coastal wetlands to sea-level rise. *Nature*, 561(7722), 231–234. <https://doi.org/10.1038/s41586-018-0476-5>
- Schummer, M. L., Kaminski, R. M., Raedeke, A. H., & Graber, D. A. (2010). Weather-Related Indices of Autumn–Winter Dabbling Duck Abundance in Middle North America. *The Journal of Wildlife Management*, 74(1), 94–101. <https://doi.org/10.2193/2008-524>
- Schuurman, G. W., Cole, D. N., Cravens, A. E., Covington, S., Crausbay, S. D., Hoffman, C. H., Lawrence, D. J., Magness, D. R., Morton, J. M., Nelson, E. A., & O'Malley, R. (2022). Navigating Ecological Transformation: Resist–Accept–Direct as a Path to a New Resource Management Paradigm. *BioScience*, 72(1), 16–29. <https://doi.org/10.1093/biosci/biab067>

- Sebastián-González, E., Sánchez-Zapata, J., & Botella, F. (2009). Agricultural ponds as alternative habitat for waterbirds: Spatial and temporal patterns of abundance and management strategies. *European Journal of Wildlife Research*, 56, 11–20. <https://doi.org/10.1007/s10344-009-0288-x>
- Shin, D.-M., & Yoo, J.-C. (2016). Reproductive Success of Eurasian Eagle-Owls in Wetland and Non-wetland Habitats of West-central Korea. *Journal of Raptor Research*, 50(3), 241–253. <https://doi.org/10.3356/JRR-15-29.1>
- Shoffner, A., Wilson, A. M., Tang, W., & Gagné, S. A. (2018). The relative effects of forest amount, forest configuration, and urban matrix quality on forest breeding birds. *Scientific Reports*, 8(1), 17140. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-35276-9>
- Sirami, C., Caplat, P., Popy, S., Clamens, A., Arlettaz, R., Jiguet, F., Brotons, L., & Martin, J.-L. (2016). Impacts of global change on species distributions: obstacles and solutions to integrate climate and land use: Land-use and climate change integration. *Global Ecology and Biogeography*, 26. <https://doi.org/10.1111/geb.12555>
- Sirami, C., Gross, N., Baillod, A. B., Bertrand, C., Carrié, R., Hass, A., Henckel, L., Miguet, P., Vuillot, C., Alignier, A., Girard, J., Batáry, P., Clough, Y., Violle, C., Giralt, D., Bota, G., Badenhauer, I., Lefebvre, G., Gauffre, B., ... Fahrig, L. (2019). Increasing crop heterogeneity enhances multitrophic diversity across agricultural regions. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 116(33), 16442–16447. <https://doi.org/10.1073/pnas.1906419116>
- Smardon, R. (2014). Wetland Ecology Principles and Conservation, Second Edition. *Water*, 6, 813–817. <https://doi.org/10.3390/w6040813>
- Smith, O., Cohen, A., Reganold, J., Jones, M., Orpet, R., Taylor, J., Thurman, J., Cornell, K., Olsson, R., Ge, Y., Kennedy, C., & Crowder, D. (2020). Landscape context affects the sustainability of organic farming systems. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 117, 201906909. <https://doi.org/10.1073/pnas.1906909117>
- Smith, O. M., Edworthy, A., Taylor, J. M., Jones, M. S., Tormanen, A., Kennedy, C. M., Fu, Z., Latimer, C. E., Cornell, K. A., Michelotti, L. A., Sato, C., Northfield, T., Snyder, W. E., & Owen, J. P. (2020). Agricultural intensification heightens food safety risks posed by wild birds. *Journal of Applied Ecology*, 57(11), 2246–2257. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13723>
- Smith, R. J., Muir, R. D. J., Walpole, M. J., Balmford, A., & Leader-Williams, N. (2003). Governance and the loss of biodiversity. *Nature*, 426(6962), 67–70. <https://doi.org/10.1038/nature02025>
- Soga, M., & Gaston, K. (2018). Shifting baseline syndrome: Causes, consequences, and implications. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 16. <https://doi.org/10.1002/fee.1794>
- Song, X., Liu, T., Wang, G., Zhang, Y., Li, C., & Willem F, de B. (2024). Floating photovoltaic systems homogenize the waterbird communities across subsidence wetlands in the North China Plain. *Journal of Environmental Management*, 349, 119417. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.119417>
- Soulé, M. E. (1985). What Is Conservation Biology? *BioScience*, 35(11), 727–734. <https://doi.org/10.2307/1310054>
- Soulé, M. E. (1986). *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity*. Sinauer Associates Inc.
- Soulé, M. E., & Wilcox, B. A. (1980). *Conservation Biology: An Evolutionary-ecological Perspective*. Oxford University Press, Incorporated.
- Spagnuolo, F., W.Cramer, & Ali, P. (2022). *Mediterranean Region In: Climate Change 2022: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Contribution of WG II to the 6AR of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. <https://doi.org/10.1017/9781009325844.021>

- Spencer, T., Schuerch, M., Nicholls, R. J., Hinkel, J., Lincke, D., Vafeidis, A. T., Reef, R., McFadden, L., & Brown, S. (2016). Global coastal wetland change under sea-level rise and related stresses: The DIVA Wetland Change Model. *Global and Planetary Change*, 139, 15–30. <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2015.12.018>
- Stanley, D. J., & Warne, A. G. (1998). Nile Delta in Its Destruction Phase. *Journal of Coastal Research*, 14(3), 795–825. <https://www.jstor.org/stable/4298835>
- Steen, V., Skagen, S. K., & Noon, B. R. (2014). Vulnerability of breeding waterbirds to climate change in the Prairie Pothole Region, U.S.A. *PloS One*, 9(6), e96747. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0096747>
- Stein, B. A., Staudt, A., Cross, M. S., Dubois, N. S., Enquist, C., Griffis, R., Hansen, L. J., Hellmann, J. J., Lawler, J. J., Nelson, E. J., & Pairis, A. (2013). Preparing for and managing change: climate adaptation for biodiversity and ecosystems. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 11(9), 502–510. <https://doi.org/10.1890/120277>
- Stoate, C., Báldi, A., Beja, P., Boatman, N. D., Herzog, I., van Doorn, A., de Snoo, G. R., Rakosy, L., & Ramwell, C. (2009). Ecological impacts of early 21st century agricultural change in Europe – A review. *Journal of Environmental Management*, 91(1), 22–46. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2009.07.005>
- Störmer, N., Weaver, L. C., Stuart-Hill, G., Diggle, R. W., & Naidoo, R. (2019). Investigating the effects of community-based conservation on attitudes towards wildlife in Namibia. *Biological Conservation*, 233, 193–200. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.02.033>
- Stralberg, D., Arseneault, D., Baltzer, J. L., Barber, Q. E., Bayne, E. M., Boulanger, Y., Brown, C. D., Cooke, H. A., Devito, K., Edwards, J., Estevo, C. A., Flynn, N., Frelich, L. E., Hogg, E. H., Johnston, M., Logan, T., Matsuoka, S. M., Moore, P., Morelli, T. L., ... Whitman, E. (2020). Climate-change refugia in boreal North America: what, where, and for how long? *Frontiers in Ecology and the Environment*, 18(5), 261–270. <https://doi.org/10.1002/fee.2188>
- Strassburg, B. B. N., Iribarrem, A., Beyer, H. L., Cordeiro, C. L., Crouzeilles, R., Jakovac, C. C., Braga Junqueira, A., Lacerda, E., Latawiec, A. E., Balmford, A., Brooks, T. M., Butchart, S. H. M., Chazdon, R. L., Erb, K.-H., Brancalion, P., Buchanan, G., Cooper, D., Díaz, S., Donald, P. F., ... Visconti, P. (2020). Global priority areas for ecosystem restoration. *Nature*, 586(7831), 724–729. <https://doi.org/10.1038/s41586-020-2784-9>
- Strayer, D. L., & Dudgeon, D. (2010). Freshwater biodiversity conservation: recent progress and future challenges. *Journal of the North American Benthological Society*, 29(1), 344–358. <https://doi.org/10.1899/08-171.1>
- Suding, K. N. (2011). Toward an Era of Restoration in Ecology: Successes, Failures, and Opportunities Ahead. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 42(1), 465–487. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-102710-145115>
- Sutherland, W. J., Pullin, A. S., Dolman, P. M., & Knight, T. M. (2004). The need for evidence-based conservation. *Trends in Ecology & Evolution*, 19(6), 305–308. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2004.03.018>
- Tablado, Z., Tella, J. L., Sánchez-Zapata, J. A., & Hiraldo, F. (2010). The Paradox of the Long-Term Positive Effects of a North American Crayfish on a European Community of Predators. *Conservation Biology*, 24(5), 1230–1238. <https://www.jstor.org/stable/40864023>
- Tamisier, A., & Dehorter, O. (1999). *Camargue, canards et foulques : Fonctionnement et devenir d'un prestigieux quartier d'hiver* (1ère édition, 1er trimestre 1999). Centre ornithologique du Gard.
- Tamisier, A., & Grillas, P. (1994). A review of habitat changes in the camargue: An assessment of the effects of the loss of biological diversity on the wintering waterfowl community. *Biological Conservation*, 70(1), 39–47. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(94\)90297-6](https://doi.org/10.1016/0006-3207(94)90297-6)

- Tang, X., Li, H., Xu, X., Yang, G., Liu, G., Li, X., & Chen, D. (2016). Changing land use and its impact on the habitat suitability for wintering Anseriformes in China's Poyang Lake region. *Science of The Total Environment*, 557–558, 296–306. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.03.108>
- Taylor, N. G., Grillas, P., Al Hreisha, H., Balkız, Ö., Borie, M., Boutron, O., Catita, A., Champagnon, J., Cherif, S., Çiçek, K., Costa, L. T., Dakki, M., Fois, M., Galewski, T., Galli, A., Georgiadis, N. M., Green, A. J., Hermoso, V., Kapedani, R., ... Sutherland, W. J. (2021). The future for Mediterranean wetlands: 50 key issues and 50 important conservation research questions. *Regional Environmental Change*, 21(2), 33. <https://doi.org/10.1007/s10113-020-01743-1>
- Thibault, J.-C. (1983). *Les Oiseaux de la Corse : Histoire et répartition aux XIXe et XXe siècles* (Parc naturel régional de la Corse).
- Thomas, J. a. (2005). Monitoring change in the abundance and distribution of insects using butterflies and other indicator groups. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 360(1454), 339–357. <https://doi.org/10.1098/rstb.2004.1585>
- Thomas, C., Franco, A., & Hill, J. (2006). Range retractions and extinction in the face of climate warming. *Trends in Ecology & Evolution*, 21, 415–416. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2006.05.012>
- Thorslund, J., Jarsjo, J., Jaramillo, F., Jawitz, J. W., Manzoni, S., Basu, N. B., Chalov, S. R., Cohen, M. J., Creed, I. F., Goldenberg, R., Hylin, A., Kalantari, Z., Koussis, A. D., Lyon, S. W., Mazi, K., Mard, J., Persson, K., Pietro, J., Prieto, C., ... Destouni, G. (2017). Wetlands as large-scale nature-based solutions: Status and challenges for research, engineering and management. *Ecological Engineering*, 108, 489–497. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.07.012>
- Tilker, A., Abrams, J. F., Mohamed, A., Nguyen, A., Wong, S. T., Sollmann, R., Niedballa, J., Bhagwat, T., Gray, T. N. E., Rawson, B. M., Guegan, F., Kissing, J., Wegmann, M., & Wilting, A. (2019). Habitat degradation and indiscriminate hunting differentially impact faunal communities in the Southeast Asian tropical biodiversity hotspot. *Communications Biology*, 2(1), 1–11. <https://doi.org/10.1038/s42003-019-0640-y>
- Tockner, K., & Stanford, J. A. (2002). Riverine flood plains: present state and future trends. *Environmental Conservation*, 29(3), 308–330. <https://doi.org/10.1017/S037689290200022X>
- Toffoli, R., & Rughetti, M. (2017). Bat activity in rice paddies: Organic and conventional farms compared to unmanaged habitat. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 249, 123–129. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.08.022>
- Toral, G., & Figuerola, J. (2010). Unraveling the importance of rice fields for waterbird populations in Europe. *Biodiversity and Conservation*, 19, 3459–3469. <https://doi.org/10.1007/s10531-010-9907-9>
- Toral, G. M., Stillman, R. A., Santoro, S., & Figuerola, J. (2012). The importance of rice fields for glossy ibis (*Plegadis falcinellus*): Management recommendations derived from an individual-based model. *Biological Conservation*, 148(1), 19–27. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.02.001>
- Tourenq, C. (2000). *Valeurs et fonctions des rizières pour les communautés d'oiseaux d'eau en Camargue* [These de doctorat, Montpellier 2].
- Tourenq, C., Bennetts, R., Kowalski, H., Vialet, E., Lucchesi, J.-L., Kayser, Y., & Isenmann, P. (2001). Are ricefields a good alternative to natural marshes for waterbird communities in the Camargue, Southern France? *Biological Conservation - BIOL CONSERV*, 100, 335–343. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(01\)00037-4](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(01)00037-4)

- Tourenq, C., Sadoul, N., Beck, N., Mesléard, F., & Martin, J.-L. (2003). Effects of cropping practices on the use of rice fields by waterbirds in the Camargue, France. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 95(2), 543–549. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(02\)00203-7](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(02)00203-7)
- Trombetti, M., Abdul Malak, D., Sanchez, A., Guelmami, A., Garcia, N., & Fitoka, E. (2022). *Mapping and assessment of the state of wetland ecosystems: a Mediterranean perspective*. Interreg Mediterranean Biodiversity Protection Community project.
- Trouwborst, A. (2009). International Nature Conservation Law and the Adaptation of Biodiversity to Climate Change: a Mismatch? *Journal of Environmental Law*, 21(3), 419–442. <https://doi.org/10.1093/jel/eqp024>
- Trouwborst, A. (2011). Conserving European Biodiversity in a Changing Climate: The Bern Convention, the European Union Birds and Habitats Directives and the Adaptation of Nature to Climate Change. *Review of European Community & International Environmental Law*, 20(1), 62–77. <https://doi.org/10.1111/j.1467-9388.2011.00700.x>
- Tscharntke, T., Klein, A. M., Kruess, A., Steffan-Dewenter, I., & Thies, C. (2005). Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity – ecosystem service management. *Ecology Letters*, 8(8), 857–874. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00782.x>
- Tuck, S. L., Winqvist, C., Mota, F., Ahnström, J., Turnbull, L. A., & Bengtsson, J. (2014). Land-use intensity and the effects of organic farming on biodiversity: a hierarchical meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*, 51(3), 746–755. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12219>
- Tuomisto, H. L., Hodge, I. D., Riordan, P., & Macdonald, D. W. (2012). Does organic farming reduce environmental impacts?—a meta-analysis of European research. *Journal of Environmental Management*, 112, 309–320. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.08.018>
- United Nations Environment Programme / Mediterranean Action Plan, & Plan Bleu. (2020). *State of the Environment and Development in the Mediterranean (SoED) 2020* (Lemaitre-Curri E., Tode L.).
- Vallecillo, D., Defos Du Rau, P., Olivier, A., Champagnon, J., Guillemain, M., Croce, N., Massez, G., Petit, J., Beck, N., & Mondain-Monval, J.-Y. (2019). *Expériences cynégétiques innovantes en Camargue : des pistes pour la chasse au gibier d'eau de demain ?* 323, 33–39.
- Valls, L., Rueda, J., & Mesquita-Joanes, F. (2014). Rice fields as facilitators of freshwater invasions in protected wetlands: the case of Ostracoda (Crustacea) in the Albufera Natural Park (E Spain). *Zoological Studies*, 53(1), 68. <https://doi.org/10.1186/s40555-014-0068-5>
- van Strien, A. J., van Swaay, C. A. M., van Strien-van Liempt, W. T. F. H., Poot, M. J. M., & WallisDeVries, M. F. (2019). Over a century of data reveal more than 80% decline in butterflies in the Netherlands. *Biological Conservation*, 234, 116–122. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.03.023>
- van Teeffelen, A., Meller, L., van Minnen, J., Vermaat, J., & Cabeza, M. (2015). How climate proof is the European Union's biodiversity policy? *Regional Environmental Change*, 15(6), 997–1010. <https://doi.org/10.1007/s10113-014-0647-3>
- Vannini, A., Bruni, G., Ricciardi, G., Platania, L., Mori, E., & Tricarico, E. (2018). *Gambusia holbrooki*, the 'tadpolefish': The impact of its predatory behaviour on four protected species of European amphibians. *Aquatic Conservation Marine and Freshwater Ecosystems*, 28. <https://doi.org/10.1002/aqc.2880>
- Varani, L. (1987). Man and the Mediterranean Deltas. *Cahiers Nantais*, 29(1), 25–32. <https://doi.org/10.3406/canan.1987.1404>

- Venier, L., & Pearce, J. (2004). Birds as indicators of sustainable forest management. *The Forestry Chronicle*, 80, 61–66. <https://doi.org/10.5558/tfc80061-1>
- Venter, O., Magrath, A., Outram, N., Klein, C. J., Possingham, H. P., Di Marco, M., & Watson, J. E. M. (2018). Bias in protected-area location and its effects on long-term aspirations of biodiversity conventions. *Conservation Biology*, 32(1), 127–134. <https://doi.org/10.1111/cobi.12970>
- Verniest, F. (2023). *Adaptation du réseau d'aires protégées aux changements globaux pour mieux conserver : cas des communautés d'oiseaux d'eau hivernants des zones humides* [Thèse de doctorat, Paris, Muséum national d'histoire naturelle].
- Verniest, F., Galewski, T., Boutron, O., Dami, L., Defos du Rau, P., Guelmami, A., Julliard, R., Popoff, N., Suet, M., Willm, L., Abdou, W., Azafzaf, H., Bendjedda, N., Bino, T., Borg, J., Božič, L., Dakki, M., El Hamoumi, R., Encarnação, V., ... Le Viol, I. (2024). Exposure to sea-level rise of wetlands monitored for non-breeding waterbirds in the Mediterranean. *Conservation Biology*, *accepted*.
- Verniest, F., Galewski, T., Julliard, R., Guelmami, A., & Le Viol, I. (2022). Coupling future climate and land-use projections reveals where to strengthen the protection of Mediterranean Key Biodiversity Areas. *Conservation Science and Practice*, 4(11), e12807. <https://doi.org/10.1111/csp2.12807>
- Verniest, F., Le Viol, I., Julliard, R., Dami, L., Guelmami, A., Suet, M., Abdou, W., Azafzaf, H., Bendjedda, N., Bino, T., Borg, J., Bozic, L., Dakki, M., Rhimou, E. H., Encarnação, V., Erciyas Yavuz, K., Etayeb, K., Georgiev, V., Hamada, A., & Galewski, T. (2023). Anticipating the effects of climate warming and natural habitat conversion on waterbird communities to address protection gaps. *Biological Conservation*, 279, 109939. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2023.109939>
- Vickery, J. A., Ewing, S. R., Smith, K. W., Pain, D. J., Bairlein, F., Škorpilová, J., & Gregory, R. D. (2014). The decline of Afro-Palaearctic migrants and an assessment of potential causes. *Ibis*, 156(1), 1–22. <https://doi.org/10.1111/ibi.12118>
- Visconti, P., Butchart, S. H. M., Brooks, T. M., Langhammer, P. F., Marnewick, D., Vergara, S., Yanosky, A., & Watson, J. E. M. (2019). Protected area targets post-2020. *Science*, 364(6437), 239–241. <https://doi.org/10.1126/science.aav6886>
- Waliczky, Z., Fishpool, L., Butchart, S., Thomas, D., Heath, M., Hazin, C., Donald, P., Kowalska, A., Dias, M., & Allinson, T. (2018). Important Bird and Biodiversity Areas (IBAs): Their impact on conservation policy, advocacy and action. *Bird Conservation International*, 29, 1–17. <https://doi.org/10.1017/S0959270918000175>
- Warren, M. S., Maes, D., van Swaay, C. A. M., Goffart, P., Van Dyck, H., Bourn, N. A. D., Wynhoff, I., Hoare, D., & Ellis, S. (2021). The decline of butterflies in Europe: Problems, significance, and possible solutions. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 118(2), e2002551117. <https://doi.org/10.1073/pnas.2002551117>
- Waterkeyn, A., Grillas, P., Vanschoenwinkel, B., & Brendonck, L. (2008). Invertebrate community patterns in Mediterranean temporary wetlands along hydroperiod and salinity gradients. *Freshwater Biology*, 53, 1808–1822. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2008.02005.x>
- Wauchope, H. S., Jones, J. P. G., Geldmann, J., Simmons, B. I., Amano, T., Blanco, D. E., Fuller, R. A., Johnston, A., Langendoen, T., Mundkur, T., Nagy, S., & Sutherland, W. J. (2022). Protected areas have a mixed impact on waterbirds, but management helps. *Nature*, 605(7908), 103–107. <https://doi.org/10.1038/s41586-022-04617-0>



- Wauchope, H., Shaw, J., Varpe, Ø., Lappo, E., Boertmann, D., Lanctot, R., & Fuller, R. (2016). Rapid climate-driven loss of breeding habitat for Arctic migratory birds. *Global Change Biology*, 23. <https://doi.org/10.1111/gcb.13404>
- Wiens, J. J., & Zelinka, J. (2024). How many species will Earth lose to climate change? *Global Change Biology*, 30(1), e17125. <https://doi.org/10.1111/gcb.17125>
- Wiersma, P., & Piersma, T. (1994). Effects of Microhabitat, Flocking, Climate and Migratory Goal on Energy Expenditure in the Annual Cycle of Red Knots. *The Condor*, 96(2), 257–279. <https://doi.org/10.2307/1369313>
- Williams, J. J., & Newbold, T. (2020). Local climatic changes affect biodiversity responses to land use: A review. *Diversity and Distributions*, 26(1), 76–92. <https://doi.org/10.1111/ddi.12999>
- Wood, C., Sullivan, B., Iliff, M., Fink, D., & Kelling, S. (2011). eBird: Engaging Birders in Science and Conservation. *PLOS Biology*, 9(12), e1001220. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.1001220>
- WWF (2020). *Living Planet Report 2020 - Bending the curve of biodiversity loss*. (Almond, R.E.A., Grooten M. and Petersen, T). WWF.
- WWF (2022). *Living Planet Report 2022 – Building a nature-positive society* (Almond REA, Grooten M, Juffe Bignoli D, Petersen T). WWF.
- Xia, S., Yu, X., Millington, S., Liu, Y., Jia, Y., Wang, L., Hou, X., & Jiang, L. (2017). Identifying priority sites and gaps for the conservation of migratory waterbirds in China's coastal wetlands. *Biological Conservation*, 210, 72–82. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.07.025>
- Xu, W., Fan, X., Ma, J., Pimm, S. L., Kong, L., Zeng, Y., Li, X., Xiao, Y., Zheng, H., Liu, J., Wu, B., An, L., Zhang, L., Wang, X., & Ouyang, Z. (2019). Hidden Loss of Wetlands in China. *Current Biology*, 29(18), 3065-3071.e2. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2019.07.053>
- Xu, Y., Green, A., Mundkur, T., Hagemeyer, W., Mossad, H., Prins, H., & Boer, W. (2022). Beyond Site-Specific Criteria: Conservation of Migratory Birds and Their Habitats from a Network Perspective. *Diversity*, 14, 353. <https://doi.org/10.3390/d14050353>
- Yang, H., Ma, M., Thompson, J. R., & Flower, R. J. (2017). Protect coastal wetlands in China to save endangered migratory birds. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 114(28), E5491–E5492. <https://doi.org/10.1073/pnas.1706111114>
- Zacharias, I., & Zamparas, M. (2010). Mediterranean temporary ponds. A disappearing ecosystem. *Biodiversity and Conservation*, 19, 3827–3834. <https://doi.org/10.1007/s10531-010-9933-7>
- Zenatello, M., Baccetti, N., & Luchetta, A. (2021). *INTERNATIONAL WATERBIRD CENSUS REPORT ITALY 2009-2018*. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.24870.45123>
- WWF (2020). *Living Planet Report 2020 - Bending the curve of biodiversity loss*. (Almond, R.E.A., Grooten M. and Petersen, T). WWF.

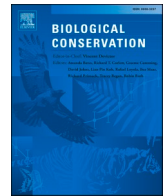
## *Cinq publications significatives*

---

5. Verniest, F., Le Viol, I., Julliard, R., Dami, L., Guelmami, A., Suet, M., Abdou, W., Azafzaf, H., ... & Galewski, T. (2023). Anticipating the effects of climate warming and natural habitat conversion on waterbird communities to address protection gaps. *Biological Conservation*, 279, 109939. (IF= 6.2)
4. Mallet, P., Bechet, A., Sirami, C., Mesleard, F., Blanchon, T., Calatayud, F., Dagonet, T., Gaget, E., Leray, C., & Galewski, T. (2023). Field margins as substitute habitat for the conservation of birds in agricultural wetlands. *Peer Community Journal*, 3.
3. Popoff, N., Gaget, E., Béchet, A., Dami, L., du Rau, P. D., Geijzendorffer, I., Guelmami, A., Mondain-Monval, J.-Y., ... & Galewski, T. (2021). Gap analysis of the Ramsar site network at 50: over 150 important Mediterranean sites for wintering waterbirds omitted. *Biodiversity and Conservation*, 30(11), 3067–3085. (IF= 3.39)
2. Gaget, E., Le Viol, I., Pavón-Jordán, D., Cazalis, V., Kerbiriou, C., Jiguet, F., Popoff, N., Dami, L., ... & Galewski, T. (2020). Assessing the effectiveness of the Ramsar Convention in preserving wintering waterbirds in the Mediterranean. *Biological Conservation*, 243, 108485. (IF= 6.2)
1. Fraixedas, S., Galewski, T., Ribeiro-Lopes, S., Loh, J., Blondel, J., Fontès, H., Grillas, P., Lambret, P., Nicolas, D., Olivier, A., & Geijzendorffer, I. R. (2019). Estimating biodiversity changes in the Camargue wetlands: An expert knowledge approach. *Plos One*, 14(10), e0224235. (IF= 3.7)







## Anticipating the effects of climate warming and natural habitat conversion on waterbird communities to address protection gaps

Fabien Verniest<sup>a,b,\*</sup>, Isabelle Le Viol<sup>a</sup>, Romain Julliard<sup>c</sup>, Laura Dami<sup>b</sup>, Anis Guelmami<sup>b</sup>, Marie Suet<sup>b,d</sup>, Wed Abdou<sup>e</sup>, Hichem Azafzaf<sup>f</sup>, Nadjiba Bendjedda<sup>g</sup>, Taulant Bino<sup>h</sup>, John J. Borg<sup>i</sup>, Luka Božič<sup>j</sup>, Mohamed Dakki<sup>k</sup>, Rhimou El Hamoumi<sup>l</sup>, Vitor Encarnação<sup>m</sup>, Kiraz Erciyas-Yavuz<sup>n</sup>, Khaled Etayeb<sup>o</sup>, Valeri Georgiev<sup>p</sup>, Ayman Hamada<sup>e</sup>, Ohad Hatzofe<sup>q</sup>, Christina Ieronymidou<sup>r</sup>, Tom Langendoen<sup>s</sup>, Tibor Mikuska<sup>t</sup>, Blas Molina<sup>u</sup>, Filipe Moniz<sup>m</sup>, Caroline Moussy<sup>v</sup>, Asmaâ Ouassou<sup>w</sup>, Nicky Petkov<sup>x</sup>, Danae Portolou<sup>y</sup>, Tareq Qaneer<sup>z</sup>, Samir Sayoud<sup>g</sup>, Marko Šćiban<sup>aa</sup>, Goran Topić<sup>ab</sup>, Danka Uzunova<sup>ac</sup>, Gal Vine<sup>z</sup>, Andrej Vizi<sup>ad</sup>, Erald Xeka<sup>h</sup>, Marco Zenatello<sup>ae</sup>, Elie Gaget<sup>af,1</sup>, Thomas Galewski<sup>b,1</sup>

<sup>a</sup> Centre d'Ecologie et des Sciences de la Conservation (CESCO), Muséum national d'Histoire naturelle, Centre National de la Recherche Scientifique, Sorbonne Université, Station Marine de Concarneau, Place de la croix BP 225, 29182 Concarneau Cedex, France

<sup>b</sup> Tour du Valat, Institut de recherche pour la conservation des zones humides méditerranéennes, le Sambuc, 13200 Arles, France

<sup>c</sup> Centre d'Ecologie et des Sciences de la Conservation (CESCO), Muséum national d'Histoire naturelle, Centre National de la Recherche Scientifique, Sorbonne Université, CP 135, 57 rue Cuvier, 75005 Paris, France

<sup>d</sup> Office Français de la Biodiversité, Unité Avifaune Migratrice, Arles, France

<sup>e</sup> Egyptian Environmental Affairs Agency, 30 Misr/Helwan Road, PO 11728, El Maadi Helwan, Egypt

<sup>f</sup> Association "Les Amis des Oiseaux" (AAO/BirdLife en Tunisie), 14, Rue Ibn El Heni, 2ème étage – Bureau N° 4, 2080 Ariana, Tunisia

<sup>g</sup> Direction générale des Forêts, Ben Aknoun, Alger, Algeria

<sup>h</sup> Albanian Ornithological Society, "Ymer Kurti", Olympia Center, No. 24, 1001 Tirana, Albania

<sup>i</sup> National Museum of Natural History, Vilhena Palace, Mdina MDN1011, Malta

<sup>j</sup> DOPPS - Birdlife Slovenia, Tržaška cesta 2, SI-1000 Ljubljana, Slovenia

<sup>k</sup> Scientific Institute, Mohammed V University of Rabat, Av. Ibn Battuta, 10106 Rabat-Agdal, Morocco

<sup>l</sup> Ecology and Environment Laboratory, Faculty of Sciences Ben M'sik, University Hassan II of Casablanca, Morocco

<sup>m</sup> Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas, IP (ICNF), Centro de Estudos de Migrações e Proteção de Aves (CEMPA), Lisboa, Portugal

<sup>n</sup> Ornithological Research Center, Ondokuz Mayıs University, 55139 Samsun, Turkey

<sup>o</sup> Zoology Department, Faculty of Science, The University of Tripoli, Alforaj, P.o.Box: 13227, Tripoli, Libya

<sup>p</sup> Ministry of Environment and Water, National Nature Protection Service Directorate, Bulgaria

<sup>q</sup> Israel Nature and Parks Authority Headquarters Am V'Olam 3, Jerusalem 95463, Israel

<sup>r</sup> BirdLife Cyprus, P.O Box 12026 2340, Nicosia, Cyprus

<sup>s</sup> Wetlands International, Ede, the Netherlands

<sup>t</sup> Croatian Society for Bird and Nature Protection, Osijek, Croatia

<sup>u</sup> Sociedad Española de Ornitología (SEO/BirdLife), Madrid, Spain

<sup>v</sup> LPO-BirdLife France, Fonderies Royales, Rochefort Cedex, France

<sup>w</sup> Groupe de Recherche pour la Protection des Oiseaux au Maroc (GREPOM), Résidence Oum Hani IV, Imm 22, Apt 3, 11160 Salé, Morocco

<sup>x</sup> Bulgarian Society for the Protection of Birds, PO Box 50, BG-1111 Sofia, Bulgaria

<sup>y</sup> Hellenic Ornithological Society, Themistokleous str. 80, 10681 Athens, Greece

<sup>z</sup> The Royal Society for the Conservation of Nature (RSCN), P.O. Box 1215, Jubaiha 11941, Jordan

<sup>aa</sup> Bird Protection and Study Society of Serbia, Vladike Ćirića 24/19, 21000 Novi Sad, Srbija Makedonska 4, 11000 Beograd, Serbia

<sup>ab</sup> Nase Ptice Ornithological Society, Sarajevo, Bosnia and Herzegovina

<sup>ac</sup> Macedonian Ecological Society, Boris Trajkovski st.7 No.9A, Skopje, Macedonia

<sup>ad</sup> History Museum of Montenegro, Trg Vojvode Bećir-bega Osmanagića 16, Podgorica, Montenegro

<sup>ae</sup> Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA), Ozzano dell'Emilia, Italy

<sup>af</sup> University of Turku, Department of Biology, Turku, Finland

\* Corresponding author at: Station Marine de Concarneau, Place de la croix, BP 225, 29182 Concarneau Cedex, France.

E-mail address: [fabien.verniest@edu.mnhn.fr](mailto:fabien.verniest@edu.mnhn.fr) (F. Verniest).

<sup>1</sup> Contributed equally.

## ARTICLE INFO

## Keywords:

Community thermal adjustment  
 Conservation planning  
 International Waterbird Census  
 Mediterranean region  
 Ramsar convention  
 Wetlands

## ABSTRACT

Thermal adjustment of waterbird communities to climate warming is crucial but hampered by natural habitat conversion, increasing their climatic debt. As it is, in contrast, facilitated in protected areas, assessing the adequacy of the current protected areas network with respect to future climate and land-use changes and identifying priority sites to protect is of major importance. In this study, we assess the thermal adjustment limitations that non-breeding waterbird communities might experience by the end of the 21st century in the Mediterranean region to highlight priorities for wetland protection. Priorities were set by combining the exposure of waterbird communities to natural habitat conversion and climate warming with their thermal specialization. The latter was calculated using winter abundance data of 151 species from 2932 sites of the International Waterbird Census in 21 Mediterranean countries. Exposure was assessed using future projections of temperature and land-use under four CMIP6 scenarios (SSP1–2.6, SSP2–4.5, SSP3–7.0, and SSP5–8.5). We found that strictly protected areas are located in wetlands whose waterbird communities, without protection, would likely experience high limitations in thermal adjustment in the coming decades. This highlights that the location of existing protected areas may effectively support the thermal adjustment of waterbird communities to future climate warming. However, 490 sites considered at risk lack protection, including 32 sites of international importance for waterbirds, stressing the need to strengthen the protected areas network in these sites in priority. Our study provides important guidance for conservation planning in the Mediterranean region to support waterbird responses to climate change.

## 1. Introduction

Many studies have documented how recent climate change, and especially temperature increases, has affected biodiversity in the past decades: alteration of phenologies, shifts of distributions and abundances toward poles and higher elevations, disruption of interactions and modifications of structure and composition of communities (Kappelle et al., 1999; Parmesan, 2006; Root et al., 2003). Developing future scenarios of biodiversity under climate change has also become a central issue in the last decades. However, in many studies with this aim, the future impact of land-use changes on biodiversity through habitat loss and degradation has been overlooked (Santos et al., 2021; Titeux et al., 2016; but see Asamoah et al., 2022 and Newbold, 2018 for instance), although it was the main driver of species declines and extinctions during the past decades and is expected to remain so in the coming years (Caro et al., 2022; IPBES, 2019; Newbold et al., 2015). Therefore, it is crucial to include these two anthropogenic pressures when assessing the future effects of global changes on biodiversity, especially as their effects may interact (Mantyka-pringle et al., 2012).

Protected areas (PAs) can mitigate the effects of climate change, land-use changes and their interaction on biodiversity. Previous studies demonstrated that PAs can facilitate the colonization of new areas by species shifting their distribution poleward (Thomas et al., 2012) and reduce the extinction risk of species at their trailing distribution edge (Lehikoinen et al., 2019; Peach et al., 2019). The effectiveness of PAs in mitigating the effects of climate change on biodiversity is partly attributable to their ability to provide high-quality habitats and reduce other anthropogenic pressures (Thomas and Gillingham, 2015), such as habitat loss and degradation (Geldmann et al., 2013; Leberger et al., 2020). Therefore, it is imperative – although rarely done (but see Verniest et al., 2022) – to explicitly consider these two anthropogenic pressures by anticipating their future intensity and distribution when identifying potential new PAs (Heller and Zavaleta, 2009; Pörtner et al., 2021), especially since we will need to designate many new PAs to meet ambitious targets of protecting 30 % of land by 2030 within the Kunming-Montreal global biodiversity framework (CBD, 2022).

The conservation of natural wetlands in the Mediterranean region is of major importance as these ecosystems are key to many species and highly threatened by climate and land-use changes (Galewski et al., 2021; MWO-2, 2018; Perennou et al., 2020). Wetlands are among the most threatened ecosystems on the planet, with a loss of 90 % of them since 1700 as result of human activities (Convention on Wetlands, 2021; WWF, 2020). In the Mediterranean region, almost half of these ecosystems have been lost since 1970 (MWO-2, 2018) because of anthropogenic pressures such as climate and land-use changes. As these changes

are heterogeneously distributed (MWO-2, 2018; Leberger et al., 2020) and expected to remain so and to increase in the coming decades in this region (Drobinski et al., 2020; Malek et al., 2018; MedECC, 2020; Taylor et al., 2021), anticipating future climate and land-use changes is a major issue for spatial conservation planning of Mediterranean wetlands (Taylor et al., 2021). This is especially true given that Mediterranean biodiversity is very sensitive to both these pressures (Newbold et al., 2020), is of exceptional value and highly dependent on wetlands (MWO-2, 2018; Geijzendorffer et al., 2018; Myers et al., 2000), and Mediterranean PAs network suffers important gaps in wetland conservation (Geijzendorffer et al., 2019; Leberger et al., 2020; Popoff et al., 2021).

Identifying waterbird communities that might experience limitations in thermal adjustment to future climate warming can contribute to effective designation of additional PAs in wetlands. Waterbirds are species that are ecologically dependent on wetlands (Ramsar Convention) for at least part of their annual cycle and of which they are a good indicator of the conservation status. Conservation measures, such as protected areas and management measures, contribute to the conservation of waterbird populations at global scale (Amano et al., 2018; Wauchope et al., 2022) and in the Mediterranean region (Gaget et al., 2020b; Kleijn et al., 2014) by mitigating the impacts of the anthropogenic pressures they face, such as climate change (Gaget et al., 2018, 2020b). Waterbirds have been extensively monitored for decades through the International Waterbird Census (IWC) (Delany, 2005) to inform many international conservation policies (e.g., Ramsar Convention, Convention on Migratory Species, Barcelona Convention, and European Union Directives, such as Birds, Water Framework and Marine Strategy Directives). The IWC data also provided invaluable knowledge to conservation biology (e.g., Amano et al., 2018; Johnston et al., 2013; Wauchope et al., 2022). Using IWC data, Gaget et al. (2020a) found that thermal adjustment of wintering waterbird communities in a climate warming context, *i.e.*, changes in community composition in response to climate warming, is mainly driven by thermal specialists, but is prevented by natural habitat conversion. However, PAs were also found to improve communities adjustment to climate warming (Gaget et al., 2021; Pavón-Jordán et al., 2015). Despite the potential importance of these results for conservation planning, they have not yet been used to project the potential adjustment of waterbirds to future temperatures.

In this study, we highlight priorities for wetland protection to improve waterbird responses to climate warming in the Mediterranean region. To this end, we assessed the thermal adjustment limitations that non-breeding waterbird communities (151 species) at 2932 IWC sites in 21 Mediterranean countries might experience by the end of the 21st century because of the interacting effect of climate warming and land-use changes. Assuming that waterbird communities can adjust their

community composition to climate warming, but that this adjustment is not fast enough to cope with the velocity of the temperature increase (Gaget et al., 2021), and that natural habitat conversion is an additional limit to waterbird community adjustment to climate warming (Gaget et al., 2020a), we investigated whether communities that might experience the greatest thermal adjustment limitations to future climate warming are protected, with a particular focus on wetlands of international importance for waterbirds. To this end, we applied a trait-based Climate Change Vulnerability Assessment framework (CCVA) (Pacifi et al., 2015), which can be used to prioritize the implementation of spatial conservation measures (Foden et al., 2019), to combine: i) the thermal specialization of waterbird communities derived from species thermal ranges; ii) the exposure of waterbird communities to climate warming; and iii) their exposure to natural habitat conversion. To ensure the robustness of this prioritization, exposure metrics were computed using late 21st century (2081–2100) projections under four recent scenarios (O'Neill et al., 2016) that have very different spatial patterns of land-use in the Mediterranean region (Verniest et al., 2022). In a context of adaptation to climate change, this study provides spatial prioritization that highlights wetlands of importance for waterbird communities that might be protected to help mitigate the negative impacts of climate warming on waterbirds and expand the Mediterranean protected areas network.

## 2. Material and methods

### 2.1. Waterbirds monitoring

We used winter abundance data collected from the International Waterbird Census (Delany, 2005) in Mediterranean countries from 2008 to 2017. IWC surveys were conducted once a year in mid-January by professional and skilled volunteers following a standardized survey protocol and coordinated by Wetlands International (<http://www.wetlands.org>). Sites with fewer than 3 surveys during the study period or without climate data were deleted, and species that do not overwinter in Mediterranean countries were excluded to avoid vagrant species (see Appendix S1 for more information on species and site selection). The above-mentioned criteria resulted in a dataset of 151 waterbird species monitored at 2932 sites (average number of surveys per site: 6.0) in 21 countries (Appendix S2). Countries were assigned to four subregions: Balkans, Maghreb, Middle-East and Western Europe (Appendix S2).

We used the most up-to-date spatial database of PAs for Mediterranean countries, *i.e.*, the Mediterranean Wetlands Observatory database, that combines national inventories with multiple international data sources, such as the World Database of Protected Areas (<https://www.protectedplanet.net>), the Common Database on Designated Areas (<https://www.eea.europa.eu>) and Natura 2000 (<https://www.eea.europa.eu>). Half of the sites were considered protected ( $n = 1526$ , 52.0 %), *i.e.*, their geographical features (point, line or polygon) partially or entirely overlapped a PA. One third of protected sites had an IUCN management category from I to IV ( $n = 534$ , 18.2 %, hereafter referred to as 'strictly protected sites'). Protected sites with other IUCN management category (*i.e.*, V or VI) or no IUCN management category were referred to as 'other protected sites' ( $n = 992$ , 33.8 %). Sites that did not overlap a PA were referred to as 'non-protected sites' ( $n = 1406$ , 48.0 %).

We considered 233 sites (7.9 %) as of international importance for waterbirds according to the definition of the Ramsar convention (*i.e.*, sites that regularly support one threatened waterbird species, 20,000 waterbirds, or 1 % of a population) and based on the results of Popoff et al. (2021).

### 2.2. Thermal specialization of waterbird communities

We evaluated the thermal specialization of waterbirds at the community level (hereafter referred to as 'Spec<sub>T</sub><sup>o</sup>') from species thermal

ranges. For each species, we computed the Species Temperature Range (STR) as the difference between the maximum (90 % upper) and the minimum (10 % lower) temperatures of its wintering thermal range, which was assessed following Gaget et al. (2020a), *i.e.*, using long-term (1950–2000) January temperatures across its non-breeding distribution (BirdLife International and HBW, 2017). Therefore, high STR species experience a wide range of winter temperatures while low STR species experience a narrow range of winter temperatures.

For each site survey, we then calculated the Community Temperature Range (CTR), a weighted-mean index that informs the average thermal range of species occurring in a community. For a community defined in time and space, the CTR corresponds to the average STR of species within the community weighted by their  $\log(x + 1)$ -transformed abundance (Godet et al., 2011). We computed its inverse to describe the thermal specialization of waterbird communities, *i.e.*, Spec<sub>T</sub><sup>o</sup>. Therefore, high Spec<sub>T</sub><sup>o</sup> values indicate that the community has a high thermal specialization and that the average thermal range of a community is low. Finally, we calculated site Spec<sub>T</sub><sup>o</sup> averaged from site surveys Spec<sub>T</sub><sup>o</sup> values.

### 2.3. Environmental data

For both climate and land-use data, we used future projections under four CMIP6 scenarios (SSP1–2.6, SSP2–4.5, SSP3–7.0, and SSP5–8.5) (Eyring et al., 2016) to ensure that the identification of sites for priority protection considers different future pathways. These scenarios combine future socio-economic conditions with radiative forcing levels in 2100 (O'Neill et al., 2016).

Past (2008–2017) and future (2081–2100) mean temperature in January were extracted from the WorldClim 2.1 dataset (Fick and Hijmans, 2017; past temperature originally from CRU-TS 4.03, Harris et al., 2014). Temperature data was mean-aggregated from a 2.5 arc-minutes resolution to a 15 arc-minutes resolution (approx.  $28 \times 28$  km at the equator) to match land-use data spatial resolution (see below). Following Foden et al. (2019), we used for each scenario the future projections from the eight General Circulation Models (GCMs) available to date in WorldClim 2.1 (Appendix S3), and replicated all processing steps described in the following sections eight times (once per GCM) to assess the potential limitations of waterbird communities in adjusting their composition to future climate warming for each scenario and each GCM.

We extracted past (2012–2013, median years of 2008–2017) and future (2090, median of 2081–2100) proportions of land-use categories from the Land Use Harmonization 2 dataset (Hurt et al., 2020). This dataset provides yearly estimates of the proportion of 12 land-use categories at a 15 arc-minutes spatial resolution.

### 2.4. Exposure of sites to climate warming and natural habitat conversion

To assess the exposure of surveyed sites to climate warming (hereafter 'Expo<sub>T</sub><sup>o</sup>'), we contrasted past temperatures experienced by communities to future temperatures, weighted by past temperature variations. First, we computed the 2008–2017 average and standard deviation from the yearly mean temperature in January. Second, we then quantified for each scenario the differences between past and future temperatures using the Standardized Euclidian Distance as in Williams et al. (2007):

$$ExpoT_i^o = \sqrt{\frac{(a_i - b_i)^2}{S_i^2}} \quad (1)$$

where  $a_i$  and  $b_i$  are the past and future mean temperatures in January at cell  $i$ , and  $S_i$  is the past standard deviation.

To assess the exposure to natural habitat conversion (hereafter 'Expo<sub>NHC</sub><sup>o</sup>'), we contrasted past and future land-use. We computed the proportion of anthropized habitats by summing the proportion of seven

land-use categories: urban land, C3 annual crops, C3 perennial crops, C4 annual crops, C4 perennial crops, C3 nitrogen-fixing crops and managed pasture. Conversely, primary land (forested and non-forested), secondary land (forested and non-forested) and rangeland were considered as natural habitats. The past proportion of anthropized habitats was assessed as the average of years 2012 and 2013, while the future proportion of anthropized habitats was 2090. We then calculated for each scenario  $Expo_{NHC}$  as dissimilarities between the two periods at cell  $i$  by subtracting the past to the future proportion of anthropized habitats.

### 2.5. Index of future thermal adjustment limitations

To assess future thermal adjustment limitations of waterbird communities, we combined their thermal specialization ( $Spec_{T^*}$ ) with the two exposure metrics ( $Expo_{T^*}$  and  $Expo_{NHC}$ ) using a trait-based vulnerability assessment framework (Pacifiçi et al., 2015).

Following Huntley et al. (2016), we first converted  $Expo_{NHC}$ ,  $Expo_{T^*}$ , and  $Spec_{T^*}$  into three-level ordinal variables (Low, Moderate, High). Because 5 % of natural habitat conversion has been shown to prevent community adjustment to climate warming of non-breeding waterbirds in a Mediterranean context (Gaget et al., 2020a), we used a 5 % threshold to convert  $Expo_{NHC}$  into an ordinal variable: Low: inferior to 0 %, Moderate: between 0 % and 5 %, High: superior to 5 %.  $Expo_{T^*}$  was converted into an ordinal variable using two quantiles as thresholds (provided in Appendix S4). To account for differences in exposure intensity between scenarios, the two quantiles were calculated from the values of all scenarios. Similarly to  $Expo_{T^*}$ , we converted  $Spec_{T^*}$  into a three-level ordinal variable using the two quantiles method (Appendix S4).

We then computed an index of future thermal adjustment limitations (hereafter 'Lim $_{T^*}$  index') by combining the three ordinal variables using a rule-based logic framework (Table 1). This approach allowed us to account for interactions between the two exposure metrics and  $Spec_{T^*}$  (Huntley et al., 2016). Through the combinations used to compute the Lim $_{T^*}$  index, we assumed that natural habitat conversion was the main factor that could limit community adjustment to climate warming (Gaget et al., 2020a), i.e., that  $Expo_{NHC}$  was the main driver of the Lim $_{T^*}$  index. As the temperature increase can be too fast for the adjustment of waterbird communities to climate warming (Gaget et al., 2021), we also considered that higher  $Expo_{T^*}$  values would exacerbate limitations caused by natural habitat conversion in community adjustment to climate warming. Finally, community adjustment to climate warming is

**Table 1**

Rule-based logic framework used to combine the exposure of sites to climate warming ( $Expo_{T^*}$ ), the exposure of sites to natural habitat conversion ( $Expo_{NHC}$ ) and the thermal specialization of waterbird communities ( $Spec_{T^*}$ ) to compute the Lim $_{T^*}$  index for each scenario ( $n = 4$ ) and each GCM ( $n = 8$ ).  $x =$  combination of two metrics, L = Low, M = Moderate, H = High. A community with a high thermal specialization ( $Spec_{T^*} = H$ ) has a low index of future thermal adjustment limitations (Lim $_{T^*}$  index = L) if exposure to climate warming is high ( $Expo_{T^*} = H$ ) but exposure to natural habitat conversion is low ( $Expo_{NHC} = L$ ). Under high exposure to natural habitat conversion, the index of future thermal adjustment limitations is always high.

Spec $_{T^*}$	Expo $_{NHC}$ x Expo $_{T^*}$								
	L x L	L x M	L x H	M x L	M x M	M x H	H x L	H x M	H x H
L	L	L	M	M	M	M	H	H	H
M	L	L	L	M	M	M	H	H	H
H	L	L	L	L	M	M	H	H	H

mainly driven by thermal specialist species under low natural habitat conversion rates, through the colonization of warm-dwelling specialists and the extirpation of cold-dwelling specialists (Gaget et al., 2020a). Therefore, under low  $Expo_{NHC}$  conditions, we assumed that communities with high  $Spec_{T^*}$  values, i.e., with a higher representation of species with a narrow thermal range than species with a wide thermal range, would adjust to future temperature increase more easily than communities with low  $Spec_{T^*}$ . In contrast, thermal specialists and generalists both contribute to the non-significant community adjustment to climate warming in high rates of natural habitat conversion conditions, with the extirpation of thermal specialists and the colonization of thermal generalists regardless of their thermal affinities (Gaget et al., 2020a). Therefore, under high  $Expo_{NHC}$  conditions, we considered that communities with high  $Spec_{T^*}$  would not have a more positive thermal adjustment than communities with low  $Spec_{T^*}$ .

Following Huntley et al. (2016), we assessed the robustness of our findings to variations in the rule-based logic framework (presented Table 1) by performing all analyses with slightly different combinations of levels (Low, Moderate, High). This sensitivity analysis resulted in very similar results to those presented in the main body of this article and are provided in Appendix S5.

### 2.6. Data analysis

For each future scenario, we built a multi-model of the Lim $_{T^*}$  index by assigning to each site the most frequent Lim $_{T^*}$  value (i.e., the mode) across the eight GCMs. In case of a tie, the highest level was assigned. This multi-model was used for the statistical analyses detailed below.

We identified protection priorities by comparing Lim $_{T^*}$  index values between site protection statuses (strictly protected, other protected, non-protected), statuses of international importance for waterbirds (internationally important, or not internationally important) and future scenarios. The effect of each variable was assessed separately and in combination with a subregion effect and their interaction to assess differences between subregions. To this end, we used on each individual variable Proportional Odds Logistic Regression models (POLRs) that can be applied to ordinal response variables such as the Lim $_{T^*}$  index (Guisan and Harrell, 2000).

Similarly, we compared  $Expo_{T^*}$ ,  $Expo_{NHC}$  and  $Spec_{T^*}$  values between protection statuses, statuses of international importance and future scenarios (only for  $Expo_{T^*}$  and  $Expo_{NHC}$ ) using linear models (LMs) in order to explore the potential drivers of differences of the Lim $_{T^*}$  index. In addition, to evaluate similarities in spatial patterns of exposure between scenarios, we assessed the correlation between scenarios for  $Expo_{T^*}$  and  $Expo_{NHC}$  with a Kendall's rank correlation tests (Kendall, 1948). Finally, we assessed the correlation between  $Expo_{T^*}$ ,  $Expo_{NHC}$  and  $Spec_{T^*}$  for each scenario to evaluate similarities in spatial patterns between the three components of the Lim $_{T^*}$  index. These analyses were carried out using an average multi-model across the eight GCMs for  $Expo_{T^*}$ .

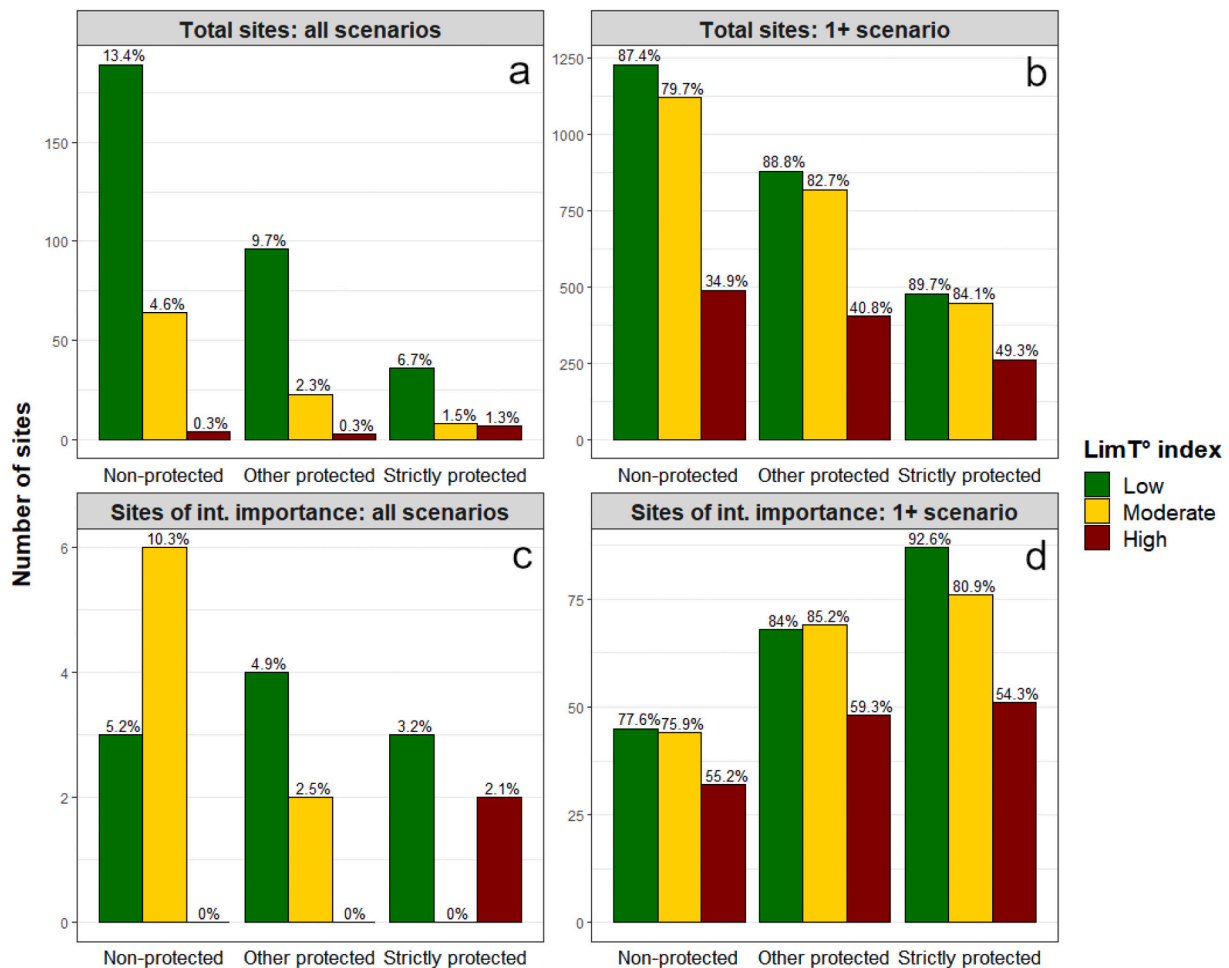
Statistical significance was assessed using 95 % confidence intervals for POLR and LMs and was set at  $P < 0.05$  for correlation tests. POLRs were fitted with the MASS package (Venables and Ripley, 2002). Statistical analyses were performed using R 4.1.0 (R Core Team, 2021). Geoprocessing operations were performed using QGIS 3.4.15 (QGIS Development Team, 2020) and R 4.1.0 (R Core Team, 2021), mainly with the sf (Pebesma, 2018) and raster (Hijmans, 2021) packages.

## 3. Results

### 3.1. Future thermal adjustment limitations of waterbird communities

The Lim $_{T^*}$  index was 'High' in at least one scenario for more than a third of sites (39.5 %,  $n = 1158$ ) and in all scenarios for only 14 sites (0.5 %, Fig. 1). Values of the Lim $_{T^*}$  index increased with the radiative forcing level of scenarios in Western Europe and the Balkans, except for the SSP3-7.0 scenario for which the index took lower values than in





**Fig. 1.** Number and percentage (%) of sites according to their index of future thermal adjustment limitations ( $Lim_{T^{\circ}}$  index) and their protection status. a: sites with the same value of  $Lim_{T^{\circ}}$  index in all scenarios; b: sites with a value of  $Lim_{T^{\circ}}$  index in at least one scenario; c: sites of international importance for waterbirds with the same value of  $Lim_{T^{\circ}}$  index in all scenarios; d: sites of international importance for waterbirds with a value of  $Lim_{T^{\circ}}$  index in at least one scenario. One site can be represented in several bars in panels b and d (e.g., if it has Low, Moderate, and High  $Lim_{T^{\circ}}$  value in at least one scenario). Percentages were calculated relative to sites with the same protection status (top: all sites; bottom: sites of international importance). Details in Appendix S8.

SSP2–4.5 and SSP5–8.5 (Appendices S6 and S7). However, we found very different results for other subregions (Appendices S6 and S7), with, for instance, the lowest values of the  $Lim_{T^{\circ}}$  index for the Maghreb sites obtained for the SSP5–8.5 scenario. The number of sites with a high  $Lim_{T^{\circ}}$  index was lowest for SSP5–8.5 (6.6 %,  $n = 193$ , Appendices S6 and S8). The variability in  $Lim_{T^{\circ}}$  index between GCMs was very low in all scenarios (Appendix S9).

### 3.2. Future thermal adjustment limitations of waterbird communities at sites of international importance

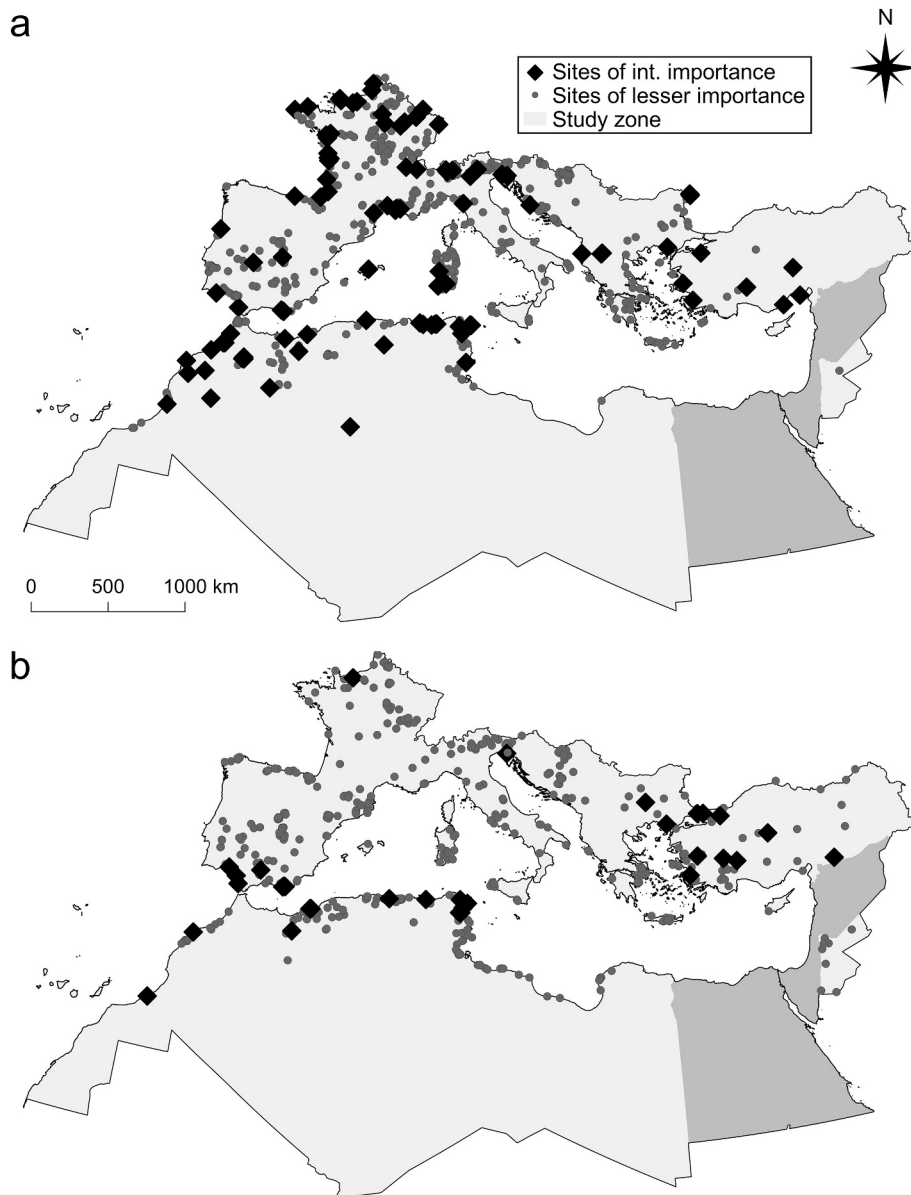
The sites of international importance for waterbirds in all subregions had higher values of  $Lim_{T^{\circ}}$  index than other sites in two scenarios (Appendices S10 and S11). More than half of the sites of international importance ( $n = 131$ , 56.2 %) had a ‘High’  $Lim_{T^{\circ}}$  index in at least one scenario, and most of them were protected (75.6 %,  $n = 99$ , Figs. 1 and 2). Those that were not protected ( $n = 32$ ) were mostly located in Turkey, the south of the Iberian Peninsula, and the coast of North-West Africa (Fig. 2). Only two sites of international importance (0.9 %) had a ‘High’  $Lim_{T^{\circ}}$  index in all scenarios and both were protected (Fig. 1): ‘Laghi Como: Garlate: Olginate’ (Italy) and ‘Lago Maggiore’ (Italy).

### 3.3. Future thermal adjustment limitations of waterbird communities in protected areas

The  $Lim_{T^{\circ}}$  index was higher for strictly protected sites than non-protected sites in at least three scenarios for all subregions (Appendices S10 and S12). Other protected sites also had also higher values of  $Lim_{T^{\circ}}$  index than non-protected sites in at least two scenarios for the Maghreb, the Middle-East and Western Europe (Appendices S10 and S12). Almost half of protected sites (i.e., strictly protected and other protected sites) had a ‘High’  $Lim_{T^{\circ}}$  index in at least one scenario ( $n = 668$ , 43.8 %, Figs. 1 and 2). On the other hand, 490 sites whose communities had a high  $Lim_{T^{\circ}}$  index in at least one scenario were not protected (42.3 %, Figs. 1 and 2). A list of these sites is provided as Supplementary Material. More than a third of these sites (40.6 %,  $n = 199$ ) were located in the Maghreb and the Middle-East (Fig. 2).

### 3.4. Exposure of sites to climate warming and natural habitat conversion

The values of  $Expo_{T^{\circ}}$  were higher (lower) at sites of international importance than at other sites in the Balkans and the Middle-East (Maghreb and Western Europe) in all scenarios (Appendix S13). Sites of international importance had higher  $Expo_{NHC}$  than other sites in three scenarios for Western Europe, but the differences for other subregions were less clear (Appendix S14).  $Expo_{T^{\circ}}$  was overall higher at other



**Fig. 2.** Protected (a) and non-protected (b) sites with high future thermal adjustment limitations ( $Lim_{T^{\circ}}$  index) in at least one scenario (protected:  $n = 668$ , non-protected:  $n = 490$ ). Black diamonds: sites of international importance for waterbirds (protected:  $n = 99$ , non-protected:  $n = 32$ ) according to Popoff et al. (2021), grey circles: sites of lesser importance (protected:  $n = 569$ , non-protected:  $n = 458$ ). Mediterranean countries in which the IWC is carried out but for which no site was selected (Appendix S1) are depicted in dark grey.

protected sites than at non-protected sites except for Maghreb countries (Appendix S15). Strictly protected and other protected sites had overall higher  $Expo_{NHC}$  values than non-protected sites (Appendix S16).

$Expo_{T^{\circ}}$  values increased with the radiative forcing level of scenarios in all subregions and were highest for Maghreb sites (Appendix S17). Surveyed sites had overall lower  $Expo_{NHC}$  values in SSP3–7.0 than in other scenarios and had overall highest values in the Middle-East (Appendix S17). Sites had similar  $Expo_{T^{\circ}}$  spatial patterns between scenarios ( $0.52 < \tau < 0.91$ ,  $P < 0.01$ , Appendix S18) but different  $Expo_{NHC}$  spatial patterns between scenarios ( $0.04 < \tau < 0.25$ ,  $P < 0.01$ , Appendix S18).

$Expo_{T^{\circ}}$  and  $Expo_{NHC}$  were weakly correlated in SSP1–2.6, SSP2–4.5 and SSP3–7.0 (Mean absolute  $\tau = 0.09$ ,  $P < 0.001$ , Appendix S19). In contrast, in SSP5–8.5,  $Expo_{T^{\circ}}$  and  $Expo_{NHC}$  were strongly and negatively correlated ( $\tau = -0.36$ ,  $P < 0.001$ , Appendix S19), suggesting that sites with high  $Expo_{T^{\circ}}$  have low  $Expo_{NHC}$ .

### 3.5. Thermal specialization of waterbird communities

$Spec_{T^{\circ}}$  was higher at sites of international importance for waterbirds than at other sites except for Maghreb countries (Appendix S19).  $Spec_{T^{\circ}}$

was higher at strictly protected sites than at other protected sites and non-protected sites in all subregions (Appendix S20).  $Spec_{T^{\circ}}$  was higher for Balkans and Maghreb communities than for Western Europe and Middle-East communities (Appendices S21 and S22).

$Spec_{T^{\circ}}$  and  $Expo_{T^{\circ}}$  were very weakly correlated in SSP1–2.6 and SSP2–4.5 ( $-0.04 < \tau < -0.03$ ,  $P < 0.01$ , Appendix S19) and were not correlated in SSP3–7.0 and SSP5–8.5.  $Spec_{T^{\circ}}$  and  $Expo_{NHC}$  were very weakly correlated in SSP1–2.6 and SSP5–8.5 ( $-0.06 < \tau < -0.04$ ,  $P < 0.01$ , Appendix S19) and were not correlated in SSP2–4.5 and SSP3–7.0.

## 4. Discussion

In this study, we identified for the first time the wintering waterbird communities that might experience the greatest limitations to adjust to climate warming by the end of the century, and demonstrated that current Mediterranean PAs, and especially strictly PAs, were overall well located to support their thermal adjustment. However, we identified 490 entirely non-protected sites whose communities may experience high limitations in thermal adjustment, including 32 sites of international importance (*sensu* Ramsar Convention). Building on the importance of

PAs for future biodiversity conservation in response to both climate warming and natural habitat conversion, our results reinforce the need for PAs designation and acknowledge that decades of wetland conservation efforts are expected to help waterbird responses to climate warming.

#### 4.1. Thermal adjustment and vulnerability to climate warming

Our approach presumes that waterbird communities with a better thermal adjustment are less vulnerable to climate warming. Vulnerability to climate change is defined as “the extent to which biodiversity is susceptible to or unable to cope with the adverse effects of climate change” (IPCC, 2007; Foden et al., 2019). As a limited thermal adjustment to warmer conditions could lead to increased climatic debt (Gaget et al., 2021; Soultan et al., 2022), it may be considered as a factor of vulnerability to climate change. Wintering waterbird communities adjust to climate warming by species composition changes mainly through thermal specialist species (*i.e.*, high  $\text{Spec}_{\text{T}^{\circ}}$  species), with the colonization of communities by warm-dwelling specialists and the extirpation of cold-dwelling specialists from waterbird communities (Gaget et al., 2020a). Therefore, communities with a high proportion of thermal specialists should adjust better to climate warming, and thus should be less vulnerable, than communities with a high proportion of thermal generalists (*i.e.*, low  $\text{Spec}_{\text{T}^{\circ}}$  species).

However, considering future limitations in community thermal adjustment (*i.e.*,  $\text{Lim}_{\text{T}^{\circ}}$  index) as a proxy of vulnerability to climate warming must be done with great caution as its interpretation and estimation raise questions. Thermal generalist species may not adjust to temperature increases because they may be less sensitive and may have a greater adaptive capacity than thermal specialists, and consequently be less vulnerable to climate warming despite their higher climatic debt. Furthermore, changes in  $\text{Spec}_{\text{T}^{\circ}}$ , a community weighted-mean index, only reflect changes in the relative proportion of specialists and generalists, not their presence, and other mechanisms such as interspecific competition and anthropogenic disturbance can also influence thermal adjustment (Liang et al., 2018). Finally, the spatial resolution (approx.  $28 \times 28$  km at the equator) of the land-use data is very coarse and its very low thematic resolution (12 categories) does not include a definition of wetlands. This results in a large uncertainty on the relationship between natural habitat conversion and the monitored wetlands, as well as in a potential overestimation of the exposure to climate warming ( $\text{Expo}_{\text{T}^{\circ}}$ ) (Heikkinen et al., 2020). Improved future projections of land-use are required to accurately quantify waterbird exposure to natural habitat conversion.

Nevertheless, these limitations do not diminish the significance of our study because they do not undermine our assumption that communities impacted by high rates of natural habitat conversion are less able to adjust to climate warming (Gaget et al., 2020a). Given the rule-based logic framework used to compute the  $\text{Lim}_{\text{T}^{\circ}}$  index, the limitations based on the thermal specialization of the community also do not invalidate the higher vulnerability of communities exposed to high rates of natural habitat conversion compared to communities not exposed to natural habitat conversion. Finally, the combinations of this framework were somewhat arbitrarily decided, but very similar findings were found with different combinations in the sensitivity analysis (Appendix S5).

#### 4.2. Future scenarios of thermal adjustment

Although one might anticipate greater limitations in community thermal adjustment to climate warming at high radiative forcing, this pattern was only partially observed and not even across all subregions. This is because the exposure to land-use changes does not necessarily increase with the radiative forcing level of the scenarios and has very different spatial patterns between CMIP6 scenarios in the Mediterranean region (Verniest et al., 2022). Therefore, the lower values of  $\text{Lim}_{\text{T}^{\circ}}$  index in SSP3-7.0 in Western Europe and the Balkans can be explained by the

low values of its main driver, *i.e.*,  $\text{Expo}_{\text{NHC}}$ , taken in this scenario. The lowest values of the  $\text{Lim}_{\text{T}^{\circ}}$  index in the Maghreb under SSP5-8.5 are due to the strongly negative  $\text{Expo}_{\text{NHC}}$  values on the coast of Morocco, Algeria, and Tunisia because of the extensive conversion of crops into secondary natural land.

Although it might be appealing to infer that high radiative forcing scenarios are not that problematic, such conclusion must be tempered. Indeed, other CMIP6 scenarios combining the same high radiative forcing levels (*i.e.*,  $7.0 \text{ W.m}^{-2}$  and  $8.5 \text{ W.m}^{-2}$ ) with other socio-economic conditions (*e.g.*, SSP2), for which data are not yet available, could result in a very different future land-use and thus potentially in higher values of the  $\text{Lim}_{\text{T}^{\circ}}$  index, as  $\text{Expo}_{\text{NHC}}$  is its main driver. Furthermore, waterbird community thermal adjustment is far to be perfect and results in a climatic debt even at lower rates of temperature increase (Gaget et al., 2021). Our research reinforces the importance of considering future projections of habitat loss and degradation, whose results against scenarios are far less straightforward than for climate projections.

#### 4.3. Addressing gaps in the protected areas network

Using a trait-based CCVA framework, we highlighted that waterbird communities of wetlands overlapped by strictly PAs (IUCN category from I to IV) would experience greater limitations to adjust to climate warming than non-protected waterbird communities, certainly due to the higher exposure of strictly PAs to natural habitat conversion. We also found that many of the communities that may experience the greatest limitations are protected: among the 14 sites whose waterbird communities had a high  $\text{Lim}_{\text{T}^{\circ}}$  index in all scenarios, 10 located in western Europe (France, Italy, Spain), including the two sites of international importance for waterbirds, are partially or entirely protected. We believe these findings to be encouraging in two respects. First, it implies that PAs are generally located in wetlands where the need to help waterbird communities adjust to new thermal conditions will be most critical. Second, future projections of land-use might overestimate  $\text{Expo}_{\text{NHC}}$  in PAs, since Integrated Assessment Models (IAMs) (Harfoot et al., 2014) used to produce these projections do not explicitly account for PAs and have a very coarse spatial resolution. This is especially the case for strictly PAs that have more restrictive management than other PAs (Dudley, 2008), and thus, we assume, have a better ability to reduce anthropogenic pressures. Nevertheless, we assume that many sites that were considered as protected in this study are only partially overlapped by PAs (Popoff et al., 2021), although this could not be verified throughout the entire study area because the exact delineation of the IWC monitored sites is not available in many cases (Gaget et al., 2021). Therefore, we advocate that the delineation of each IWC site be completed and made available. This would enable the expansion of strictly PAs in wetlands hosting waterbird communities that might experience limitations to adjust to climate warming and that are only partially covered by a strict protection status (*i.e.*, strict nature reserve, wilderness area, national park, natural monument or feature, and habitat/species management area, Dudley, 2008). In addition, a decline in the effectiveness of PAs to reduce anthropogenic pressures such as natural habitat conversion, which was observed in some regions (Geldmann et al., 2019), might threaten the ability of PAs to facilitate the thermal adjustment of waterbird communities to climate warming. We thus recommend the implementation of effective management plans in current PAs to ensure their ability to support waterbird responses to climate change (Gaget et al., 2022) and positive waterbird population trends (Wauchope et al., 2022).

Despite the above-mentioned result, we identified 490 waterbird communities that might experience significant thermal adjustment limitations in at least one scenario and that are not included in the current PAs network (Supplementary Material). Maghreb and Middle-East countries account for 199 of these communities (40.6 %), including 22 at sites of international importance for waterbirds,



notwithstanding the low number of selected sites in these countries ( $n = 586$ , 20.0 %). Our results are coherent with Breiner et al. (2022) in which authors found that African and Middle-East Critical Sites for waterbirds are key to support waterbird responses to climate change. Such sites are also important to protect to ensure the connectivity of the wetlands along the Eurasian-African migration flyway (Deboelpaep et al., 2022). Our results urge Mediterranean countries to quickly designate new PAs to protect the 490 communities we identified, with priority given to the 32 wetlands of international importance for waterbirds (Popoff et al., 2021). Protecting these wetlands will help waterbird communities adjust to climate warming (Gaget et al., 2021) but might also benefit these ecosystems as a whole, which are among the most threatened on Earth and the least targeted by conservation measures (Abell and Harrison, 2020), as well as human populations (MWO-2, 2018). The designation of new PAs in wetlands whose waterbird communities might experience high thermal adjustment limitations to future climate warming should be facilitated by the new protection targets of the Kunming-Montreal global biodiversity framework (CBD, 2022).

#### 4.4. Perspectives

Prioritizing waterbird conservation should not be based only on wintering, *i.e.*, non-breeding, species distribution but also account for the distribution during the breeding and migration periods (*e.g.*, Deboelpaep et al., 2022). We also recommend assessing the vulnerability of waterbird communities by considering other components of climate change than climate warming, such as precipitation changes and sea-level rise, but also by including as wide a range of relevant anthropogenic pressures as possible, such as hunting, disturbance, and water management. Nevertheless, this study provides important guidance for conservation planning in the Mediterranean region by stressing the need to designate new PAs in 490 sites. Our results also demonstrated that current Mediterranean PAs are in wetlands whose waterbird communities, without protection, would experience high limitations in thermal adjustment by the end of the 21st century, and thus that the location of PAs might help to support the thermal adjustment of waterbird communities to future climate warming.

#### Funding

This work was supported by the Research Institute of Tour du Valat; the “Fondation TotalEnergies”; the Turku Collegium for Science, Medicine and Technology (grant EG); and the “Région Bretagne” [grant number 20SB273U7204\_904A3].

#### CRedit authorship contribution statement

**Fabien Verniest:** Conceptualization, Methodology, Formal analysis, Investigation, Writing – original draft, Writing – review & editing, Visualization. **Isabelle Le Viol:** Conceptualization, Methodology, Writing – original draft, Writing – review & editing, Visualization, Supervision, Project administration, Funding acquisition. **Romain Juliard:** Conceptualization, Supervision. **Laura Dami:** Resources, Writing – review & editing. **Anis Guelmami:** Resources, Data curation, Writing – review & editing. **Marie Suet:** Resources, Data curation. **Wed Abdou:** Resources. **Hichem Azafaf:** Resources. **Nadjiba Bendjedda:** Resources. **Taulant Bino:** Resources. **John J. Borg:** Resources. **Luka Božić:** Resources. **Mohamed Dakki:** Resources. **Rhimou El Hamoumi:** Resources. **Vitor Encarnação:** Resources. **Kiraz Erciyas-Yavuz:** Resources. **Khaled Etayeb:** Resources. **Valeri Georgiev:** Resources. **Ayman Hamada:** Resources. **Ohad Hatzofe:** Resources. **Christina Ieronymidou:** Resources. **Tom Langendoen:** Resources, Data curation. **Tibor Mikuska:** Resources. **Blas Molina:** Resources. **Filipe Moniz:** Resources. **Caroline Moussy:** Resources. **Asmaâ Ouassou:** Resources. **Nicky Petkov:** Resources. **Danae Portolou:** Resources. **Tareq Qaneer:**

**Resources. Samir Sayoud:** Resources. **Marko Šćiban:** Resources. **Goran Topić:** Resources. **Danka Uzunova:** Resources. **Gal Vine:** Resources. **Andrej Vizi:** Resources. **Erald Xeka:** Resources. **Marco Zenatello:** Resources, Writing – review & editing. **Elie Gaget:** Conceptualization, Methodology, Formal analysis, Writing – original draft, Writing – review & editing, Visualization, Supervision. **Thomas Galewski:** Conceptualization, Methodology, Writing – original draft, Supervision, Project administration, Funding acquisition.

#### Declaration of competing interest

The authors declare that they have no known competing financial interests or personal relationships that could have appeared to influence the work reported in this paper.

#### Data availability

A list of priority sites for protection is provided as Supplementary Material. All scripts are available upon request to Fabien Verniest. IWC data is available upon request to Wetlands International.

#### Acknowledgements

We thank B. Maas and one anonymous reviewer for comments that improved the quality of the manuscript. We acknowledge the thousands of volunteers and professionals involved in waterbird counts and coordination units of the International Waterbird Census for providing help to national coordinators, centralizing and managing data and making this research possible. We acknowledge the World Climate Research Programme, which, through its Working Group on Coupled Modelling, coordinated and promoted CMIP6. We thank the climate modelling groups for producing and making available their model output, the Earth System Grid Federation (ESGF) for archiving the data and providing access, and the multiple funding agencies who support CMIP6 and ESGF.

#### Appendix A. Supplementary data

Supplementary data to this article can be found online at <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2023.109939>.

#### References

- Abell, R., Harrison, L.J., 2020. A boost for freshwater conservation. *Science* 370 (6512), 38. <https://doi.org/10.1126/science.abe3887>.
- Amano, T., Székely, T., Sandel, B., Nagy, S., Mundkur, T., Langendoen, T., Sutherland, W. J., 2018. Successful conservation of global waterbird populations depends on effective governance. *Nature* 553 (7687), 199–202. <https://doi.org/10.1038/nature25139>.
- Asamoah, E.F., Di Marco, M., Watson, J.E.M., Beaumont, L.J., Venter, O., Maina, J.M., 2022. Land-use and climate risk assessment for Earth's remaining wilderness. *Curr. Biol.* 32, 4890–4899. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2022.10.016> e4.
- BirdLife International, HBW, 2017. Bird species distribution maps of the world. Version 7.0. <https://datazone.birdlife.org/species/requestdis>.
- Breiner, F.T., Anand, M., Butchart, S.H.M., Flörke, M., Fluet-Chouinard, E., Guisan, A., Nagy, S., 2022. Setting priorities for climate change adaptation of critical sites in the Africa-eurasian waterbird flyways. *Glob. Chang. Biol.* 28 (3), 739–752. <https://doi.org/10.1111/gcb.15961>.
- Caro, T., Rowe, Z., Berger, J., Wholey, P., Dobson, A., 2022. An inconvenient misconception: climate change is not the principal driver of biodiversity loss. *Conserv. Lett.* <https://doi.org/10.1111/conl.12868>.
- CBD, 2022. Kunming-Montreal Global Biodiversity Framework. Draft Decision Submitted by the President. CBD/COP/15/L.25. 18 December 2022.
- Convention on Wetlands, 2021. *Global Wetland Outlook: Special Edition 2021*. Secretariat of the Convention on Wetlands, Gland, Switzerland.
- Deboelpaep, E., Partoens, L., Koedam, N., Vanschoenwinkel, B., 2022. Highway(s) overhead: strong differences in wetland connectivity and protected status challenge waterbird migration along the four palearctic-afrotropical flyways. *Divers. Distrib.*, ddi.13508 <https://doi.org/10.1111/ddi.13508>.
- Delany, S., 2005. *Guidelines for Participants in the International Waterbird Census (IWC)*. Wetlands International.
- Drobinski, P., Da Silva, N., Bastin, S., Mailler, S., Muller, C., Ahrens, B., Lionello, P., 2020. How warmer and drier will the Mediterranean region be at the end of the

- twenty-first century? *Reg. Environ. Chang.* 20 (3), 78. <https://doi.org/10.1007/s10113-020-01659-w>.
- Dudley, N., 2008. x + 86pp. With. In: Stolton, S., Shadie, P., Dudley, N. (Eds.), *Guidelines for Applying Protected Area Management Categories*, 2013. IUCN, Gland, Switzerland.
- Eyring, V., Bony, S., Meehl, G.A., Senior, C.A., Stevens, B., Stouffer, R.J., Taylor, K.E., 2016. Overview of the coupled model intercomparison project phase 6 (CMIP6) experimental design and organization. *Geosci. Model Dev.* 9 (5), 1937–1958. <https://doi.org/10.5194/gmd-9-1937-2016>.
- Fick, S.E., Hijmans, R.J., 2017. WorldClim 2: new 1-km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *Int. J. Climatol.* 37 (12), 4302–4315. <https://doi.org/10.1002/joc.5086>.
- Foden, W.B., Young, B.E., Akçakaya, H.R., Garcia, R.A., Hoffmann, A.A., Stein, B.A., Huntley, B., 2019. Climate change vulnerability assessment of species. *Wiley Interdiscip. Rev. Clim. Chang.* 10 (1), e551 <https://doi.org/10.1002/wcc.551>.
- Gaget, E., Galewski, T., Jiguet, F., Guelmami, A., Perennou, C., Beltrame, C., Le Viol, I., 2020a. Antagonistic effect of natural habitat conversion on community adjustment to climate warming in nonbreeding waterbirds. *Conserv. Biol.* 34 (4), 966–976. <https://doi.org/10.1111/cobi.13453>.
- Gaget, E., Galewski, T., Jiguet, F., Le Viol, I., 2018. Waterbird communities adjust to climate warming according to conservation policy and species protection status. *Biol. Conserv.* 227, 205–212. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.09.019>.
- Gaget, E., Johnston, A., Pavón-Jordán, D., Lehikoinen, A.S., Sandercock, B.K., Soultan, A., Brommer, J.E., 2022. Protected area characteristics that help waterbirds respond to climate warming. *Conserv. Biol.*, [cobi.13877](https://doi.org/10.1111/cobi.13877) <https://doi.org/10.1111/cobi.13877>.
- Gaget, E., Le Viol, I., Pavón-Jordán, D., Cazalis, V., Kerbirou, C., Jiguet, F., Galewski, T., 2020b. Assessing the effectiveness of the Ramsar convention in preserving wintering waterbirds in the Mediterranean. *Biol. Conserv.* 243, 108485 <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108485>.
- Gaget, E., Pavón-Jordán, D., Johnston, A., Lehikoinen, A., Hochachka, W.M., Sandercock, B.K., Brommer, J.E., 2021. Benefits of protected areas for nonbreeding waterbirds adjusting their distributions under climate warming. *Conserv. Biol.* 35 (3), 834–845. <https://doi.org/10.1111/cobi.13648>.
- Galewski, T., Segura, L., Biquet, J., Saccon, E., Boutry, N., 2021. *Living Mediterranean Report – Monitoring Species Trends to Secure One of the Major Biodiversity Hotspots*. Tour du Valat. France.
- Geijzendorffer, I.R., Beltrame, C., Chazee, L., Gaget, E., Galewski, T., Guelmami, A., Perennou, C., Popoff, N., Guerra, C.A., Leberger, R., Jalbert, J., Grillas, P., 2019. A more effective Ramsar convention for the conservation of Mediterranean wetlands. *Front. Ecol. Evol.* 7, 21. <https://doi.org/10.3389/fevo.2019.00021>.
- Geijzendorffer, I.R., Galewski, T., Guelmami, A., Perennou, C., Popoff, N., Grillas, P., 2018. Mediterranean wetlands: a gradient from natural resilience to a fragile social-ecosystem. In: Schröter, M., Bonn, A., Klotz, S., Seppelt, R., Baessler, C. (Eds.), *Atlas of Ecosystem Services: Drivers, Risks, and Societal Responses*. Springer International Publishing AG, Cham. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-96229-0>.
- Geldmann, J., Barnes, M., Coad, L., Craigie, I.D., Hockings, M., Burgess, N.D., 2013. Effectiveness of terrestrial protected areas in reducing habitat loss and population declines. *Biol. Conserv.* 161, 230–238. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.02.018>.
- Geldmann, J., Manica, A., Burgess, N.D., Coad, L., Balmford, A., 2019. A global-level assessment of the effectiveness of protected areas at resisting anthropogenic pressures. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 116 (46) <https://doi.org/10.1073/pnas.1908221116>.
- Godet, L., Jaffré, M., Devictor, V., 2011. Waders in winter: long-term changes of migratory bird assemblages facing climate change. *Biol. Lett.* 7 (5), 714–717. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2011.0152>.
- Guisan, A., Harrell, F.E., 2000. Ordinal response regression models in ecology. *J. Veg. Sci.* 11 (5), 617–626. <https://doi.org/10.2307/3236568>.
- Harfoot, M., Tittensor, D.P., Newbold, T., McInerney, G., Smith, M.J., Scharlemann, J.P.W., 2014. Integrated assessment models for ecologists: the present and the future. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 23 (2), 124–143. <https://doi.org/10.1111/geb.12100>.
- Harris, I., Jones, P.D., Osborn, T.J., Lister, D.H., 2014. Updated high-resolution grids of monthly climatic observations - the CRU TS3.10 dataset. *Int. J. Climatol.* 34 (3), 623–642. <https://doi.org/10.1002/joc.3711>.
- Heikkinen, R.K., Leikola, N., Aalto, J., Aapala, K., Kuusela, S., Luoto, M., Virkkala, R., 2020. Fine-grained climate velocities reveal vulnerability of protected areas to climate change. *Sci. Rep.* 10, 1678. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-58638-8>.
- Heller, N.E., Zavaleta, E.S., 2009. Biodiversity management in the face of climate change: a review of 22 years of recommendations. *Biol. Conserv.* 142 (1), 14–32. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.10.006>.
- Hijmans, R.J., 2021. raster: geographic data analysis and modeling. R package version 3.4-10. <https://CRAN.R-project.org/package=raster>.
- Huntley, B., Foden, W.B., Smith, A., Platts, P., Watson, J., Garcia, R.A., 2016. Chapter 5. Using CCVAs and interpreting their results. In: Foden, W.B., Young, B.E. (Eds.), *IUCN SSC Guidelines for Assessing Species' Vulnerability to Climate Change. Version 1.0. Occasional Paper of the IUCN Species Survival Commission No. 59*. Gland, Switzerland and Cambridge, UK, pp. 33–48.
- Hurt, G.C., Chini, L., Sahajpal, R., Frolking, S., Bodirsky, B.L., Calvin, K., Zhang, X., 2020. Harmonization of global land use change and management for the period 850–2100 (LUH2) for CMIP6. *Geosci. Model Dev.* 13 (11), 5425–5464. <https://doi.org/10.5194/gmd-13-5425-2020>.
- IPBES, 2019. URL. In: Diaz, S., Settele, J., Brondizio, E.S., Ngo, H.T., Guèze, M., Agard, J., Zayas, C.N. (Eds.), *Summary for Policymakers of the Global Assessment Report on Biodiversity and Ecosystem Services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*. IPBES secretariat, Bonn, Germany.
- IPCC, 2007. In: Parry, M.L., Canziani, O.F., Palutikof, J.P., van der Linden, P.J., Hanson, C.E. (Eds.), *Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, UK, 976pp.
- Johnston, A., Ausden, M., Dodd, A.M., Bradbury, R.B., Chamberlain, D.E., Jiguet, F., Pearce-Higgins, J.W., 2013. Observed and predicted effects of climate change on species abundance in protected areas. *Nat. Clim. Chang.* 3 (12), 1055–1061. <https://doi.org/10.1038/nclimate2035>.
- Kappelle, M., Van Vuuren, M.M.I., Baas, P., 1999. Effects of climate change on biodiversity: a review and identification of key research issues. *Biodivers. Conserv.* 8 (10), 1383–1397. <https://doi.org/10.1023/A:1008934324223>.
- Kendall, M.G., 1948. *Rank Correlation Methods*. Griffin.
- Kleijn, D., Cserkaoui, I., Goedhart, P.W., van der Hout, J., Lammertsma, D., 2014. Waterbirds increase more rapidly in Ramsar-designated wetlands than in unprotected wetlands. *J. Appl. Ecol.* 51 (2), 289–298. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12193>.
- Leberger, R., Geijzendorffer, I.R., Gaget, E., Guelmami, A., Galewski, T., Pereira, H.M., Guerra, C.A., 2020. Mediterranean wetland conservation in the context of climate and land cover change. *Reg. Environ. Chang.* 20 (2), 67. <https://doi.org/10.1007/s10113-020-01655-0>.
- Lehikoinen, P., Santangeli, A., Jaatinen, K., Rajasärkkä, A., Lehikoinen, A., 2019. Protected areas act as a buffer against detrimental effects of climate change—evidence from large-scale, long-term abundance data. *Glob. Chang. Biol.* 25 (1), 304–313. <https://doi.org/10.1111/gcb.14461>.
- Liang, Y., Duveneck, M.J., Gustafson, E.J., Serra-Diaz, J.M., Thompson, J.R., 2018. How disturbance, competition, and dispersal interact to prevent tree range boundaries from keeping pace with climate change. *Glob. Chang. Biol.* 24 (1), e335–e351. <https://doi.org/10.1111/gcb.13847>.
- Malek, Z., Verburg, P.H., Geijzendorffer, I.R., Bondeau, A., Cramer, W., 2018. Global change effects on land management in the Mediterranean region. *URL Glob. Environ. Chang.* 50, 238–254. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2018.04.007>.
- Mantyka-pringle, C.S., Martin, T.G., Rhodes, J.R., 2012. Interactions between climate and habitat loss effects on biodiversity: a systematic review and meta-analysis. *Glob. Chang. Biol.* 18 (4), 1239–1252. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02593.x>.
- MedECC, 2020. In: Cramer, W., Guiot, J., Marini, K. (Eds.), *Climate and Environmental Change in the Mediterranean Basin – Current Situation and Risks for the Future. First Mediterranean Assessment Report. Union for the Mediterranean, Plan Bleu, UNEP/MAP, Marseille, France*, pp. 11–40.
- MWO-2, 2018. *Mediterranean Wetlands Outlook 2: Solutions for Sustainable Mediterranean Wetlands*. Tour du Valat, France.
- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., da Fonseca, G.A.B., Kent, J., 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403 (6772), 853–858. <https://doi.org/10.1038/35002501>.
- Newbold, T., 2018. Future effects of climate and land-use change on terrestrial vertebrate community diversity under different scenarios. *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.* 285 (1881), 20180792 <https://doi.org/10.1098/rspb.2018.0792>.
- Newbold, T., Hudson, L.N., Hill, S.L.L., Contu, S., Lysenko, I., Senior, R.A., Purvis, A., 2015. Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. *Nature* 520 (7545), 45–50. <https://doi.org/10.1038/nature14324>.
- Newbold, T., Oppenheimer, P., Etard, A., Williams, J.J., 2020. Tropical and Mediterranean biodiversity is disproportionately sensitive to land-use and climate change. *Nat. Ecol. Evol.* 4 (12), 1630–1638. <https://doi.org/10.1038/s41559-020-01303-0>.
- O'Neill, B.C., Tebaldi, C., van Vuuren, D.P., Eyring, V., Friedlingstein, P., Hurtt, G., Sanderson, B.M., 2016. The scenario model intercomparison project (ScenarioMIP) for CMIP6. *Geosci. Model Dev.* 9 (9), 3461–3482. <https://doi.org/10.5194/gmd-9-3461-2016>.
- Pacifici, M., Foden, W.B., Visconti, P., Watson, J.E.M., Butchart, S.H.M., Kovacs, K.M., Rondinini, C., 2015. Assessing species vulnerability to climate change. *Nat. Clim. Chang.* 5 (3), 215–224. <https://doi.org/10.1038/nclimate2448>.
- Parnesan, C., 2006. Ecological and evolutionary responses to recent climate change. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 37. <http://www.jstor.org/stable/30033846>.
- Pavón-Jordán, D., Fox, A.D., Clausen, P., Dagys, M., Deceuninck, B., Devos, K., Lehikoinen, A., 2015. Climate-driven changes in winter abundance of a migratory waterbird in relation to EU protected areas. *Divers. Distrib.* 21 (5), 571–582. <https://doi.org/10.1111/ddi.12300>.
- Peach, M.A., Cohen, J.B., Frair, J.L., Zuckerman, B., Sullivan, P., Porter, W.F., Lang, C., 2019. Value of protected areas to avian persistence across 20 years of climate and land-use change. *Conserv. Biol.* 33 (2), 423–433. <https://doi.org/10.1111/cobi.13205>.
- Pebesma, E., 2018. Simple features for R: standardized support for spatial vector data. *R J.* 10 (1), 439–446. <https://doi.org/10.32614/RJ-2018-009>.
- Perennou, C., Gaget, E., Galewski, T., Geijzendorffer, I.R., Guelmami, A., 2020. Evolution of wetlands in Mediterranean region. In: *Book Chapter in Water Resources in the Mediterranean Region*. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-818086-0.00011-X>.
- Popoff, N., Gaget, E., Béchet, A., Dami, L., du Rau, P.D., Geijzendorffer, I., Galewski, T., 2021. Gap analysis of the Ramsar site network at 50: over 150 important Mediterranean sites for wintering waterbirds omitted. *Biodivers. Conserv.* <https://doi.org/10.1007/s10531-021-02236-1>.
- Pörtner, H.O., Scholes, R.J., Agard, J., Archer, E., Arneeth, A., Bai, X., Ngo, H.T., 2021. IPBES-IPCC Co-sponsored Workshop Report on Biodiversity and Climate Change; IPBES and IPCC. <https://doi.org/10.5281/zenodo.4782538>.

- QGIS Development Team, 2020. QGIS geographic information system. Open Source Geospatial Foundation Project. <http://qgis.osgeo.org>.
- R Core Team, 2021. R: a language and environment for statistical computing. URL. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>.
- Root, T.L., Price, J.T., Hall, K.R., Schneider, S.H., Rosenzweig, C., Pounds, J.A., 2003. Fingerprints of global warming on wild animals and plants. *Nature* 421 (6918), 57–60. <https://doi.org/10.1038/nature01333>.
- Santos, M.J., Smith, A.B., Dekker, S.C., Eppinga, M.B., Leitão, P.J., Moreno-Mateos, D., Morueta-Holme, N., Ruggeri, M., 2021. The role of land use and land cover change in climate change vulnerability assessments of biodiversity: a systematic review. *Landscape Ecol.* 36, 3367–3382. <https://doi.org/10.1007/s10980-021-01276-w>.
- Soultan, A., Pavón-Jordán, D., Bradter, U., Sandercock, B.K., Hochachka, W.M., Johnston, A., Pärt, T., 2022. The future distribution of wetland birds breeding in Europe validated against observed changes in distribution. *Environ. Res. Lett.* 17 (2), 024025 <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ac4e8e>.
- Taylor, N.G., Grillas, P., Al Hreisha, H., Balkız, Ö., Borie, M., Boutron, O., Sutherland, W. J., 2021. The future for Mediterranean wetlands: 50 key issues and 50 important conservation research questions. *Reg. Environ. Chang.* 21 (2), 33. <https://doi.org/10.1007/s10113-020-01743-1>.
- Thomas, C.D., Gillingham, P.K., Bradbury, R.B., Roy, D.B., Anderson, B.J., Baxter, J.M., Hill, J.K., 2012. Protected areas facilitate species' range expansions. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 109 (35), 14063–14068. <https://doi.org/10.1073/pnas.1210251109>.
- Thomas, Chris D., Gillingham, P.K., 2015. The performance of protected areas for biodiversity under climate change: protected areas under climate change. *Biol. J. Linn. Soc.* 115 (3), 718–730. <https://doi.org/10.1111/bij.12510>.
- Titeux, N., Henle, K., Mihoub, J.-B., Regos, A., Geijzendorffer, I.R., Cramer, W., Brotons, L., 2016. Biodiversity scenarios neglect future land-use changes. *Glob. Chang. Biol.* 22 (7), 2505–2515. <https://doi.org/10.1111/gcb.13272>.
- Venables, W.N., Ripley, B.D., 2002. *Modern Applied Statistics with S*, Fourth edition. Springer, New York.
- Verniest, F., Galewski, T., Julliard, R., Guelmami, A., Le Viol, I., 2022. Coupling future climate and land-use projections reveals where to strengthen the protection of Mediterranean key biodiversity areas. *Conserv. Sci. Pract.* 4 (11), e12807 <https://doi.org/10.1111/csp2.12807>.
- Wauchope, H.S., Jones, J.P.G., Geldmann, J., Simmons, B.I., Amano, T., Blanco, D.E., Sutherland, W.J., 2022. Protected areas have a mixed impact on waterbirds, but management helps. *Nature*. <https://doi.org/10.1038/s41586-022-04617-0>.
- Williams, J.W., Jackson, S.T., Kutzbach, J.E., 2007. Projected distributions of novel and disappearing climates by 2100 AD. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 104 (14), 5738–5742. <https://doi.org/10.1073/pnas.0606292104>.
- WWF, 2020. In: Almond, R.E.A., Grooten, M., Petersen, T. (Eds.), *Living Planet Report 2020. Bending the Curve of Biodiversity Loss: A Deep Dive Into Freshwater*. WWF, Gland, Switzerland.

RESEARCH ARTICLE

Published  
2023-08-01

Cite as

Pierre Mallet, Arnaud Bechet, Clelia Sirami, Francois Mesleard, Thomas Blanchon, Francois Calatayud, Thomas Dagonet, Elie Gaget, Carole Leray and Thomas Galewski (2023) *Field margins as substitute habitat for the conservation of birds in agricultural wetlands*, Peer Community Journal, 3: e66.

Correspondence  
mallet@tourduvalat.org

Peer-review  
Peer reviewed and  
recommended by  
PCI Ecology,  
<https://doi.org/10.24072/pci.ecology.100421>



This article is licensed  
under the Creative Commons  
Attribution 4.0 License.

## Field margins as substitute habitat for the conservation of birds in agricultural wetlands

Pierre Mallet<sup>1,2,3,4</sup>, Arnaud Bechet<sup>2</sup>, Clelia Sirami<sup>4</sup>, Francois Mesleard<sup>2,3</sup>, Thomas Blanchon<sup>2</sup>, Francois Calatayud<sup>4</sup>, Thomas Dagonet<sup>2</sup>, Elie Gaget<sup>5</sup>, Carole Leray<sup>2</sup>, and Thomas Galewski<sup>2</sup>

Volume 3 (2023), article e66

<https://doi.org/10.24072/pcjournal.299>

### Abstract

Breeding birds in agricultural landscapes have declined considerably since the 1950s and the beginning of agricultural intensification in Europe. Given the increasing pressure on agricultural land, it is necessary to identify conservation measures that consume little productive land. We tested the compensation hypothesis which states that field margins may represent substitute habitats for bird species in agricultural wetlands. We monitored bird species in 86 crop fields in rice paddy landscapes of Camargue (southern France), a wetland of international importance for birds. We investigated whether the area of three types of field margins (reed strips, grass strips and hedgerows) within a 500 meter buffer around the centroid of each crop fields had an effect on the abundance of bird species from three groups defined based on their primary habitat (reedbeds, grasslands, and forest edge species). We controlled for the area of each type of semi-natural habitat (wetlands, grasslands, and woodlands), crop diversity (rice, wheat, alfalfa, rape, and market gardening) and mean crop field size. Results show partial support of the compensation hypothesis with species-dependent responses to primary and substitute habitat area. Some species within the reedbed and grassland bird guilds are favored by the area of their primary habitat as well as by the area of field margins, in line with the compensation hypothesis. Eurasian reed warbler is favored by the area of both wetlands and reed strips. Corn bunting is favored by grassland and grass strip areas. We could not confirm the compensation hypothesis for other species. However, this may be due to the fact that most of these species did not respond to their primary habitat. These results therefore suggest that field margins may represent substitute habitats for some species but further studies, in contexts where species are strongly associated with their primary habitat, would be needed to confirm the generality of this hypothesis. Our results also suggest that species response to increasing the area of a field margin type may vary among guilds and even within guilds. Therefore, it may be difficult to favor all species within a given landscape and management actions may need to be tailored to whichever species are locally associated with the highest conservation priority. To tackle this challenge, it may be necessary to design landscape management actions at different spatial scales.

<sup>1</sup>ENGREF AgroParisTech, Paris, France, <sup>2</sup>Tour du Valat Research Institute, Le Sambuc, Arles, France, <sup>3</sup>Mediterranean Institute of marine and terrestrial Biodiversity and Ecology, Avignon Université, UMR CNRS IRD Aix Marseille Université, IUT Site Agroparc, Avignon, France, <sup>4</sup>UMR Dynafor, INRAE, Toulouse University, Castanet Tolosan, France, <sup>5</sup>Department of Biology, University of Turku, Finland



## Introduction

Farmland bird populations have experienced a massive decline worldwide in recent decades, primarily due to the loss of semi-natural habitats and intensification of agricultural practices (Sundar & Subramanya, 2010; Stanton et al., 2018; PECBMS, 2022). Agricultural areas represent 37 % of the European terrestrial area and host a large proportion of terrestrial biodiversity (Herzog et al., 2013; DataBank, 2018). It is therefore not practical to rely solely on the creation of protected areas to compensate for the declines in biodiversity observed in European agricultural environments (Meyer et al., 2013; Warren et al., 2021). Rather, conservation efforts should also focus on maintaining and increasing the capacity of agricultural landscapes to support biodiversity through the adoption of biodiversity-friendly agricultural practices and the protection of non-productive refuge areas, i.e. promote land sharing (Grass et al., 2021).

Patches of semi-natural habitats, such as woodlands, grasslands and wetlands, remaining within agricultural landscapes may provide permanent habitat for wildlife and host a large part of farmland biodiversity (Newton, 2017; Toffoli & Rughetti, 2017). However, these patches are scarce and under increasing pressure in Europe due to agricultural intensification which leads to their progressive conversion to arable land despite efforts from the European Union to slow down this trend through agri-environment schemes (Batáry et al., 2015). Hence, in some agricultural landscapes, field margins, i.e. linear elements covered by semi-natural vegetation along the edge of crops, are the only type of semi-natural habitat left (Marshall & Moonen, 2002). The habitat compensation hypothesis states that species may compensate for the loss of their primary habitat by using alternative habitats as a substitute (Norton et al., 2000). For instance, Montagu's harrier (*Circus pygargus*) primarily nests in shrublands and grasslands but, in some part of its distribution range, it now relies exclusively on crop fields for breeding and foraging (Norton et al., 2000). It has also been shown that aquatic invertebrates can use drainage ditches as substitute habitats for natural lakes and rivers (Dollinger et al., 2015). The habitat compensation hypothesis has been investigated in the context of farmland abandonment and in dry agricultural areas (e.g. Brotons et al., 2005; Saura et al., 2014; Vallecillo et al., 2008) but rarely in wetland agricultural areas (e.g. Decler et al., 2015) despite their specific landscape characteristics and biodiversity.

One of the main crops cultivated in wetlands is rice, a flooded cereal which represents 22.8 % of the world cereal surface area (Singh et al., 2001; FAO, 2018). In such rice paddy landscapes, agricultural and semi-natural areas are generally intermingled with the presence of large field margins along ditches. Among birds associated with these rice paddy landscapes, there are both waterbirds (e.g. gulls, terns, herons, storks, ibises, waders...) and terrestrial bird species. While the role of rice paddy landscapes as alternative habitat for waterbirds has been largely studied, their role for terrestrial birds has received much less attention (Elphick, 2015). Considering the long-term decline of terrestrial bird populations in agricultural landscapes (Fraixedas et al., 2019), identifying conditions favoring them would be useful to improve recommendations for agri-environmental management practices in rice paddy landscapes. Terrestrial birds using rice paddy landscapes include different ecological guilds: reedbed birds, which are primarily associated with freshwater marshes (Morganti et al., 2019); forest edge species, which are originally associated with forest borders and clearings (Newton, 2017; Hinsley & Bellamy, 2019); and grassland species, which originally live in grassy or shrubby vegetation with no tree cover (Di Giacomo et al., 2010). Field margins could provide resources and nesting habitats for these species (Vickery et al., 2009), e.g. reed strips along ditches for reedbed birds, hedgerows for forest edge species and grass strips for grassland species. However, the role of field margins for terrestrial birds has rarely been considered in studies conducted in rice paddy landscapes (King et al., 2010).

The Camargue (Rhône delta) is a biologically rich area listed in the Ramsar Convention and classified as a Biosphere Reserve by UNESCO (Blondel et al., 2019). Natural areas cover 58,000 ha and agricultural areas 55,100 ha (Tamisier & Grillas, 1994). Rice represents 48 % of the crop area and is mainly cultivated in rotation with wheat (19 %) and alfalfa (5 %). Within this region, bird species associated with agricultural areas have experienced the greatest rate of decline over the past 50 years compared to waterbirds (Galewski & Devictor, 2016; Fraixedas et al., 2019). Hence, it is critical to assess whether field

margins could constitute a lever for bird conservation as their restoration and management may be readily changed by farmers.

In this paper, we tested the habitat compensation hypothesis in rice paddy landscapes of Camargue by assessing whether field margins act as substitute habitats for reedbed birds, forest edge birds and grassland birds. We conducted bird surveys in 86 crop fields in Camargue. Specifically, we predicted that (i) forest edge species would be positively influenced by woodlands and hedgerows; (ii) grassland birds would be positively influenced by grasslands and grass strips and (iii) reedbed birds would be positively influenced by semi-natural wetland areas and reed strips.

## Material and methods

### Study area

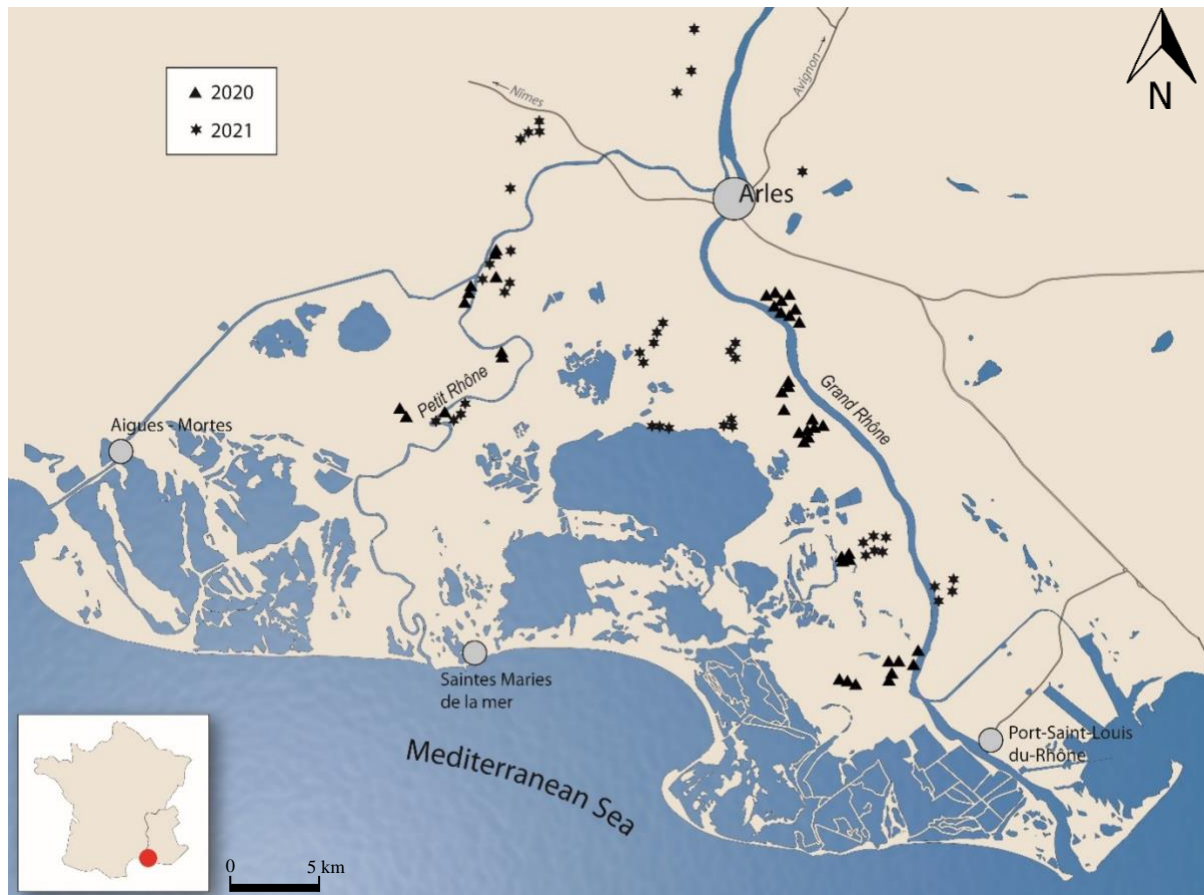
Our study was conducted in the Rhône River delta, a 180,000 ha polderized flood plain located in Southern France and known as “Camargue”. Warm summers typical of the Mediterranean climate (average monthly temperature between May and October above 15°C; Blondel et al., 2019), as well as fresh water pumped from the Rhône River allows rice cultivation. This flooded crop is essential for washing out salt-rich soils and allows rotation with dry crops, mainly wheat and alfalfa. In Camargue, field margins are often wide (> 3 m) to be waterproof and keep the crop fields flooded during the rice cultivation period. Several types of vegetation can therefore co-occur within the same field margin, such as reed strips, hedgerows or grass strips. In Camargue, the area of semi-natural habitats decreased from 67 % to 39 % between 1942 and 1984 and since remained stable at around 58,000 ha (Tamisier & Grillas, 1994; Mallet, 2022). These semi-natural areas are spatially segregated in the delta; woodlands are mainly restricted to riparian areas along the Rhône River, wetlands occupy depressions and cover large areas in the center and south of the delta while grasslands (mostly constituted of meadows and salt steppes) surround the wetlands on slightly elevated areas (Appendix A).

### Study design

We selected 86 crop fields belonging to 17 farms across the Camargue (Fig. 1). All fields were organic to limit confounding effects associated with variation in the intensity of agricultural practices. We selected crop fields covered by the crop types representative of the main agricultural production in Camargue (rice, wheat, alfalfa, rape, and market gardening). Crop fields were selected along two independent gradients of semi-natural cover and hedgerow cover using the methodology developed by Pasher et al., (2013). To do so, we measured semi-natural and hedgerow areas in a 500 meters square moving window with a step size of 100 meters around every agricultural land of Camargue thanks to land-use data from 2019 of the BD TOPO®, OSO Land Cover Map and the Regional Natural Park of the Camargue. No maps of grass strip or reed strip were available prior to crop field selection. Therefore, we checked for the distribution of sampled crop fields along gradients of explanatory variables once the selection and on-site mapping were completed. We also checked for correlation among the cover of different types of field margin and other landscape variables (see below).

We calculated the area of each type of field margin and semi-natural habitat within a 500 meter buffer around the centroid of each crop field, following Chan et al. (2007). The maximum size of the sampled crop fields was 14 ha, hence much smaller than this buffer. First, we estimated the area of the three types of field margins: (1) hedgerows, tree lines and bushy areas; (2) grass strips, grassy boundaries including grassy tracks or dirt roads used for the moving of agricultural machinery; (3) reed strips that grow in and along irrigation or drainage earthen ditches. Because we aimed at testing the hypothesis that field margins represent substitute habitats whatever their shape, we calculated the area and not the length of field margins. Second, we estimated the area of three categories of semi-natural areas: (1) woodlands (mainly riparian forests dominated by white poplar (*Populus alba*), pinewoods (*Pinus pinaster*), and tamarisk (*Tamarix gallica*) groves) and shrublands dominated by narrow-leaved mock privet (*Phillyrea angustifolia*); (2) grasslands including dry grasslands extensively grazed by free-range cattle, Mediterranean salt meadows and halophilous scrubs and fallow lands; (3) wetlands including freshwater and brackish marshes, reedbeds and ponds. Landscape mapping was based on field observations done after the bird monitoring in June 2020 and June 2021 (see below) because fine scale assessment was not feasible based on remote sensing approaches only, particularly for reed strips.

Finally, to account for the possible confounding effect of crop field heterogeneity, we also estimated within each 500 meter buffer the mean crop field size and the Shannon diversity index of crop types ( $\text{Crop\_SHDI} = -\sum_{i=1}^n p_i \ln p_i$ , where  $p_i$  corresponds to the proportion of crop cover type  $i$  in the landscape), following the method implemented in Sirami et al. (2019). As a result, we obtained values for eight landscape variables for each sampled crop field.



**Figure 1** - Location of the 86 crop fields monitored for birds in Camargue, Rhône delta. Triangles represent crop fields sampled in 2020 and stars represent crop fields sampled in 2021.

### Bird monitoring and traits

Birds were monitored over 5-minute point counts halfway along the longest field margin of each crop field during the breeding period. Two visits were conducted at each site between mid-April and mid-June with at least 4 weeks between the two visits, following the protocol from the French common breeding bird census scheme (Jiguet, 2003). Flying birds were removed from the analyses because they were not interacting directly with the landscape. Birds landing outside the sampled crop field and its field margins were also removed to avoid detection bias potentially generated by hedgerows preventing the observer to see birds beyond trees. We used the maximum abundance per site between the two visits for each species for further analyses.

We assigned each species to one of three guilds according to the primary habitat used for breeding: reedbed, grassland and forest edge birds. Assignment was based on the EUNIS habitat classification that describes species communities related to woodlands, wetlands, grasslands or urban areas (Appendix B). Generalist birds, i.e. not linked to one habitat in particular, or birds that use urban areas for breeding were discarded from the analyses. We modulated the EUNIS data with information provided by a local expert (T.G.) to take into account ecological particularities of the Camargue. To avoid extreme cases of zero-inflation, we only kept species present in more than 15 % of the sampled crop fields (Marja & Herzon, 2012). Fourteen species were retained for the analyses (Table 1).

**Table 1** - Species studied within the three guilds based on the EUNIS database combined with information provided by local experts to take into account ecological particularities of the Camargue (Appendix B).

Guilds	Species
Forest edge birds	European greenfinch ( <i>Chloris chloris</i> )
	Carrion crow ( <i>Corvus corone</i> )
	Melodious warbler ( <i>Hippolais polyglotta</i> )
	Common nightingale ( <i>Luscinia megarhynchos</i> )
	Great tit ( <i>Parus major</i> )
	Eurasian magpie ( <i>Pica pica</i> )
	European green woodpecker ( <i>Picus viridis</i> )
	Eurasian blackcap ( <i>Sylvia atricapilla</i> )
	Eurasian hoopoe ( <i>Upupa epops</i> )
Grassland birds	Crested lark ( <i>Galerida cristata</i> )
	Corn bunting ( <i>Emberiza calandra</i> )
	Eurasian skylark ( <i>Alda arvensis</i> )
Reedbed birds	Eurasian reed warbler ( <i>Acrocephalus scirpaceus</i> )
	Great reed warbler ( <i>Acrocephalus arundinaceus</i> )

In order to check for the completeness of our data, we calculated the coverage of our sampling, which is defined as the proportion of the total number of individuals in an assemblage that belong to the species present in the sample (Chao & Jost, 2012). This index corresponds to the probability of occurrence of the species observed in the sample. The coverage was calculated by crop field for all 14 species considered within the present study. The overall coverage of our sampling was 73.5 %, which reflects no undersampling issue (Mallet et al., 2022). The sampling completeness per crop field was not correlated with any explanatory variable (Pearson coefficient < 0.24, Appendix C), which suggests that the study design was robust and not biased toward one or several landscape variables.

### Data analysis

We ran one linear mixed-effect model with bird abundance as the response variable, while fixed effects were species identity, the area of the three field margin types (hedgerows, grass strips and reed strips), the area of the three semi-natural habitat types (woodlands, grasslands and wetlands), crop diversity, mean crop field size and all two-way interactions between species identity and the other explanatory variables. All explanatory variables were centered and scaled. Crop type and site identity were added as random effects. We did not include variable 'year' in our final models because this variable was never significant and was not relevant to our research question. We accounted for spatial autocorrelation by using an exponential structure on crop field coordinates, and checked for the absence of autocorrelation in the residuals. We used a negative binomial error distribution (type 2: variance increases quadratically with the mean) to deal with over-dispersion. We ran models with a log-link function. We conducted post hoc comparisons of slopes using the emtrends function.

Statistical analyses were run using glmmTMB (Magnusson et al., 2020), entropart (Marcon & Héroult, 2015) and emmeans in R 4.0.5 (R Core Team, 2017).

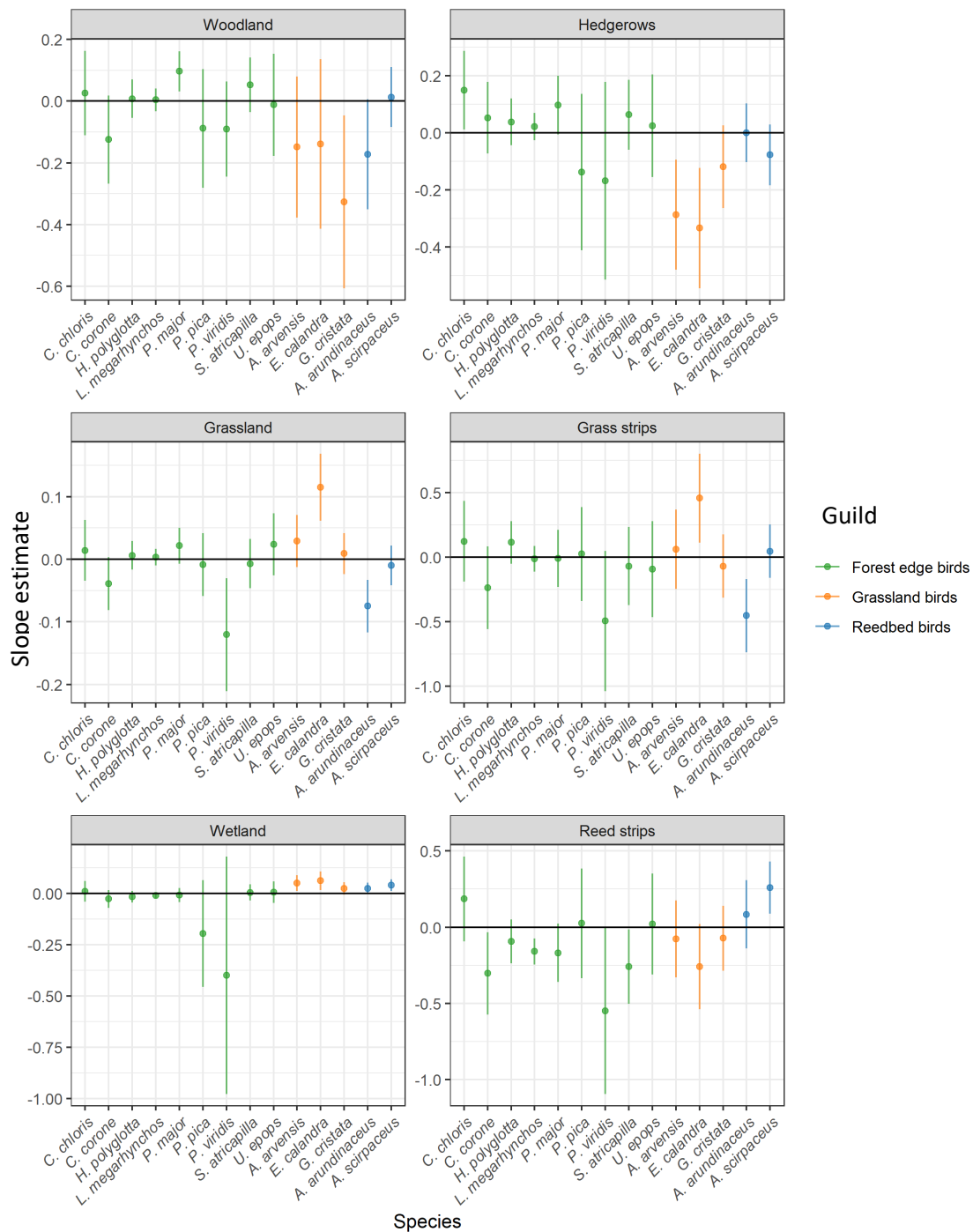
## Results

The spatial variation in field margin area around the 86 organic crop fields was similar across the three margin types; hedgerows (median = 3.67 ha; range: [0; 17.47]), reed strips (median = 3.60 ha; range: [1.46; 8.72]) and grass strips (median = 3.29 ha; range: [0; 6.27]). The dominant type of semi-natural habitat was grassland (median = 7.38 ha; range: [0; 45.23]), followed by wetland (median = 1.37 ha; range: [0; 48.15]) and by woodland (median = 0.71 ha; range: [0; 20.78]). Crop diversity was on average  $0.93 \pm 0.04$  (median = 0.98; range: [0; 1.6]). Crop mean field size was on average  $2.32 \pm 0.10$  ha (median = 2.27 ha; range: [1.09; 5.85]). There was no correlation among explanatory variables since all Pearson correlation coefficients were under 0.45 (Appendix C).



### Forest edge bird guild

Woodland area only had a positive effect on the abundance of one of the nine forest edge species, great tit ( $\beta = 0.10 \pm 0.03$ , Table 2, Fig. 2), while the area of hedgerows had a positive effect on the abundance of European greenfinch ( $\beta = 0.15 \pm 0.07$ , Table 2, Fig. 2).



**Figure 2** - Estimates ( $\pm$  95% confidence interval) of the effect of landscape variable for each species studied. Each graph corresponds to a landscape variable; the habitat patches on the left and the field margin of the right. The horizontal black line corresponds to 0. If the 95% confidence intervals does not overlap with zero, the effect of the landscape variable on the abundance of the corresponding species is considered as significant.

**Table 2** - Averaged estimates of the effects of landscape variables for the three bird guilds monitored in agricultural crop fields of the Camargue. The 95 % confidence intervals are in brackets. Values in bold indicate significant effects.

Species name	Hedgerow	Grass strip	Reed strip	Woodland area	Grassland area	Wetland area	Crop diversity	Mean crop field size
European greenfinch ( <i>Chloris chloris</i> )	<b>0.15</b> [0.01;0.29]	0.12 [-0.19;0.43]	0.18 [-0.09;0.46]	0.03 [-0.11;0.16]	0.01 [-0.03;0.06]	0.01 [-0.04;0.06]	<b>2.09</b> [0.28;3.91]	-0.21 [-0.92;0.49]
Carrion crow ( <i>Corvus corone</i> )	0.05 [-0.07;0.18]	-0.24 [-0.56;0.08]	<b>-0.30</b> [-0.54;-0.03]	-0.12 [-0.27;0.02]	-0.04 [-0.08;0.00]	-0.03 [-0.07;0.02]	-0.14 [-1.56;1.27]	<b>0.62</b> [0.21;1.03]
Melodious warbler ( <i>Hippolais polyglotta</i> )	0.04 [-0.05;0.12]	0.11 [-0.05;0.28]	-0.09 [-0.24;0.05]	0.01 [-0.05;0.07]	0.01 [-0.02;0.03]	-0.02 [-0.05;0.01]	0.19 [-0.66;1.03]	-0.08 [-0.41;0.24]
Common nightingale ( <i>Luscinia megarhynchos</i> )	0.02 [-0.03;0.07]	-0.01 [-0.11;0.08]	<b>-0.16</b> [-0.24;-0.07]	0.00 [-0.03;0.04]	0.00 [-0.01;0.02]	-0.01 [-0.03;0.00]	0.06 [-0.43;0.54]	0.17 [-0.00;0.34]
Great tit ( <i>Parus major</i> )	0.10 [-0.01;0.20]	-0.01 [-0.23;0.21]	-0.17 [-0.36;0.02]	<b>0.10</b> [0.03;0.16]	0.02 [-0.01;0.05]	-0.01 [-0.04;0.03]	<b>1.39</b> [0.29;2.48]	0.23 [-0.12;0.59]
Eurasian magpie ( <i>Pica pica</i> )	-0.14 [-0.41;0.14]	0.02 [-0.34;0.39]	0.03 [-0.33;0.38]	-0.09 [-0.28;0.10]	-0.01 [-0.06;0.04]	-0.20 [-0.46;0.06]	-1.58 [-3.81;0.64]	0.23 [-0.44;0.90]
European green woodpecker ( <i>Picus viridis</i> )	-0.17 [-0.52;0.18]	-0.50 [-1.04;0.05]	<b>-0.55</b> [-1.09;-0.01]	-0.09 [-0.24;0.06]	<b>-0.12</b> [-0.21;-0.03]	-0.40 [-0.98;0.04]	-1.32 [-3.39;0.74]	-0.17 [-1.10;0.76]
Eurasian blackcap ( <i>Sylvia atricapilla</i> )	0.06 [-0.06;0.19]	-0.07 [-0.37;0.23]	<b>-0.26</b> [-0.50;-0.01]	0.05 [-0.04;0.14]	-0.01 [-0.05;0.03]	0.00 [-0.03;0.04]	1.33 [-0.01;2.66]	0.36 [-0.09;0.81]
Eurasian hoopoe ( <i>Upupa epops</i> )	0.02 [-0.16;0.20]	-0.09 [-0.47;0.28]	0.02 [-0.31;0.35]	-0.01 [-0.18;0.015]	0.02 [-0.03;0.07]	0.01 [-0.05;0.06]	1.09 [-0.83;3.01]	0.07 [-0.59;0.74]
Crested lark ( <i>Galerida cristata</i> )	-0.12 [-0.26;0.03]	-0.07 [-0.32;0.17]	-0.07 [-0.29;0.14]	<b>-0.33</b> [-0.61;-0.05]	0.01 [-0.02;0.04]	0.02 [-0.01;0.05]	0.22 [-1.02;1.45]	-0.07 [-0.57;0.42]
Corn bunting ( <i>Emberiza calandra</i> )	<b>-0.33</b> [-0.55;-0.12]	<b>0.46</b> [0.11;0.80]	-0.26 [-0.54;0.02]	-0.14 [-0.41;0.14]	<b>0.12</b> [0.06;0.17]	<b>0.06</b> [0.02;0.11]	<b>2.33</b> [0.62;4.03]	-0.13 [-0.77;0.50]
Eurasian skylark ( <i>Alauda arvensis</i> )	<b>-0.29</b> [-0.48;-0.09]	0.06 [-0.25;0.37]	-0.08 [-0.33;0.18]	-0.15 [-0.38;0.08]	0.03 [-0.01;0.07]	<b>0.05</b> [0.01;0.09]	1.12 [-0.34;2.59]	<b>-0.74</b> [-1.46;-0.02]
Eurasian reed warbler ( <i>Acrocephalus scirpaceus</i> )	-0.08 [-0.18;0.03]	0.04 [-0.16;0.25]	<b>0.26</b> [0.09;0.43]	0.01 [-0.08;0.11]	-0.01 [-0.04;0.02]	<b>0.04</b> [0.01;0.07]	-0.40 [-1.57;0.78]	-0.07 [-0.51;0.36]
Great reed warbler ( <i>Acrocephalus arundinaceus</i> )	0.00 [-0.10;0.10]	<b>-0.45</b> [-0.74;-0.17]	0.08 [-0.14;0.31]	-0.17 [-0.35;0.01]	<b>-0.07</b> [-0.12;-0.03]	0.02 [-0.00;0.05]	-1.42 [-2.86;0.02]	-0.49 [-1.19;0.21]

Grassland area had a negative effect on the European green woodpecker ( $\beta = -0.12 \pm 0.05$ , Table 2, Fig. 2).

The area of reed strips had a negative effect on the abundance of carrion crow, common nightingale, European green woodpecker and Eurasian blackcap (respectively  $\beta = -0.30 \pm 0.14$ ,  $\beta = -0.16 \pm 0.04$ ,  $\beta = -0.55 \pm 0.28$ ,  $\beta = -0.26 \pm 0.12$ , Table 2, Fig. 2).

Crop diversity had a positive effect on the abundance of European greenfinch and great tit (respectively  $\beta = 2.09 \pm 0.92$ ,  $\beta = 1.39 \pm 0.56$ , Table 2), while crop mean field size had a positive effect on the abundance of carrion crow ( $\beta = 0.62 \pm 0.20$ , Table 2).

There was no significant effect of wetland area or grass strip area on the abundance of species of this guild (Table 2, Fig. 2).

### Grassland bird guild

The abundance of corn bunting was positively related to both grassland area ( $\beta = 0.12 \pm 0.03$ , Table 2, Fig. 2) and the area of grass strips ( $\beta = 0.46 \pm 0.18$ , Table 2, Fig. 2).

Woodland area had a negative effect on the abundance of crested lark ( $\beta = -0.33 \pm 0.15$ , Table 2, Fig. 2), while the area of hedgerows had a negative effect on the abundance of Eurasian skylark and corn bunting (respectively  $\beta = -0.29 \pm 0.10$ ,  $\beta = -0.33 \pm 0.11$ , Table 2, Fig. 2).

Wetland area had a positive effect on the abundance of Eurasian skylark and corn bunting (respectively  $\beta = 0.05 \pm 0.02$ ,  $\beta = 0.06 \pm 0.02$ , Table 2, Fig. 2), while the area of reed margins had no effect on the abundance of grassland species (Table 2, Fig. 2).

Crop diversity had a positive effect on the abundance of corn bunting ( $\beta = 2.33 \pm 0.87$ , Table 2), while crop mean field size had a negative effect on the abundance of Eurasian skylark ( $\beta = -0.74 \pm 0.37$ , Table 2).

### Reedbed bird guild

The abundance of Eurasian reed warbler was positively related to both wetland area ( $\beta = 0.04 \pm 0.01$ , Table 2, Fig. 2) and the area of reed margins ( $\beta = 0.26 \pm 0.09$ , Table 2, Fig. 2).

The abundance of great reed warbler was negatively related to both grassland area ( $\beta = -0.07 \pm 0.02$ , Table 2, Fig. 2) and the area of grass strips ( $\beta = -0.45 \pm 0.14$ , Table 2, Fig. 2).

There was no significant effect of woodland area, hedgerow area, crop diversity or crop mean field size on the abundance of species of this guild (Table 2, Fig. 2).

## Discussion

Our study shows that different types of field margins can provide alternative habitats to terrestrial birds in a rice paddy landscape, but species responses vary even within species guilds. We found that (i) grass strips represent a substitute habitat to grasslands for corn bunting and (ii) reed strips represent a substitute habitat to wetlands for the Eurasian reed warbler, in line with the habitat compensation hypothesis. For these two species, the positive effect of field margins on the abundance of species was even stronger than the effect of the corresponding semi-natural habitat patch. This result suggests that field margins are currently valuable habitat rather than substitute ones for these two species. It is consistent with the meta-analysis conducted by Riva and Fahrig (2022), which highlighted the higher value of small habitat patches for biodiversity conservation. In contrast, we could not confirm the compensation hypothesis for 12 out of 14 species. Such a lack of support to the compensation hypothesis could be explained by different methodological and ecological reasons. First, we observed a general lack of species responses to their primary habitat with only 3 species responding positively to the primary habitat surface area. This may result from the use of broad categories of habitat preferences, while species abundance may vary along ecological continuums. Also, semi-natural habitats have been grouped into three primary habitat categories, which may not be detailed enough to match species habitats preferences. For example, wetlands include reedbeds but also ponds without emergent vegetation which are likely not very attractive for reedbeds birds. A more detailed mapping of primary habitats or functional description of habitats, such as habitat quality, nesting opportunities or food resources would therefore be necessary to further test the habitat compensation hypothesis for several of the species considered. In addition, the observed species might potentially accommodate a diversity of habitats. Indeed, in the Camargue, some forest edge species like carrion crow, Eurasian magpie or common nightingale are known to be able to nest in very open landscape e.g. in isolated trees within a matrix of cultivated fields. Further studies aiming to test the habitat compensation hypothesis should therefore focus on species that are more strongly associated with their primary habitat.

Our results show that the compensation hypothesis cannot be generalized to all bird species within the three guilds studied. Indeed, only some species benefited from the presence of field margins as substitute habitat. Moreover, some species within these guilds were not even recorded within sampled agricultural landscapes. For example, the bearded reedling (*Panurus biarmicus*), a reedbed bird, the blue tit (*Cyanistes caeruleus*), a forest edge bird, or the tawny pipit (*Anthus campestris*), a grassland bird, breed in Camargue but were not contacted at all during our surveys.

The lack of effect of field margins on some species may be partly explained by both the quality of field margins and the ecological preferences of these species. Indeed, in Camargue, ditches are increasingly being lined with concrete or buried, like in Japanese rice paddy landscapes for example (Yamada et al., 2011). Some studies have highlighted that earthen ditches host much more aquatic fauna and flora than concrete ones (Kato et al., 2009). It was also shown that the density of intermediate egrets (*Egretta intermedia*) was twice as high in rice fields with shallow earthen ditches than in rice fields with deep concrete-lined ditches (Katayama et al., 2012). Here, we found a positive effect of reed field margins for the Eurasian reed warbler but not for the great reed warbler, the latter requiring wetter and larger patches of reedbeds than the Eurasian reed warbler (BirdLife International, 2022). The absence of the bearded reedling is also consistent with the fact that this species requires larger areas of reedbeds and is not encountered in reed strips along artificial ditches (P.M. pers. obs.).

Our results nearly support the hypothesis that hedgerows represent a substitute habitat for great tit with a positive effect of woodland and a positive but no significant effect of hedgerow. The European greenfinch is the only species significantly positively affected by hedgerow, a result that may be useful to

encourage farmers to maintain and restore hedgerows. Yet, the lack of effect of hedgerows for the other species was surprising since hedgerows are known to benefit a broad range of forest edge species (Batáry et al., 2010; Wilson et al., 2017). In Camargue, the poor quality of hedgerows may explain the lack of response within a wider bird community because several of them, i.e. coniferous or giant cane (*Arundo donax*) hedgerows, are not suitable to forest edge birds as their volume and plant diversity are low (Graham et al., 2018; Montgomery et al., 2020).

Our results highlight that grass strips have a stronger effect than grasslands for corn bunting. The greater plant biomass of grass strips compared to Mediterranean salt meadows, which constitute most of the grassland area habitat category, may explain this greater effect of grass strips compared to other open habitats. The high density of seeds available in cultivated fields where this species comes to feed (Madge & de Juana, 2020), can also be a confounding effect. Unlike other types of field margins, grass strips are probably not used as a nesting habitat due to disturbance from agricultural activity. In particular, these strips are frequently mowed and used by farmers to move around the crop fields, which causes disturbances that might prevent nesting (Vickery et al., 2009).

Further research should therefore assess the ecological value of field margins, for instance by comparing the demographics of Eurasian reed warbler and corn bunting in the substitute habitat and in natural habitat to ensure that field margins are not ecological traps (Horne, 1983). This would also allow to develop recommendations on the most favorable field margin management methods. It may also be relevant to study the role of different types of field margins for generalist species. Indeed, a recent paper has highlighted the progressive colonization of farmland habitats by generalist bird species over the last decades in Spain (Díaz et al., 2022). Taking into account the response of generalist bird species may therefore help avoiding the homogenization of bird communities in rice paddy landscapes. Finally, the value of field margins may also depend on the availability of habitat patches within the landscape. For instance, reedbeds may have a more positive effects when they are close to a large patch of wetland. Testing such interactive effects would require an adequate study design with all combinations of values for field margins and semi-natural patches, and a sample size large enough to provide robust estimates of all parameters within associated statistical models.

Our study also highlights that increasing a type of field margins may have antagonistic effects across different guilds. Indeed, four species within the forest edge bird guild were negatively impacted by the area of reed strips. This result may be due to the fact that this type of field margin provides too few resources in terms of food and nesting sites for forest edge bird species (Shoffner et al., 2018). Similarly, the abundance of the great reed warbler is negatively correlated to the area of grassland and grass strip as this species occur mainly in wet habitats during the breeding season (Dyrcz, 2020). As expected, grassland birds were negatively impacted by the area of hedgerows and woodland confirming previous studies that observed a similar negative effect of wooded habitats on different species of grassland birds (e.g. Ellison et al., 2013; Wilson et al., 2014). Woodland patches usually do not offer resources for grassland birds and are avoided because they are a source of avian and mammalian predators (Burger et al., 1994). Our study therefore confirms that it may not be possible to favor all bird species within a single landscape and it may be necessary to focus on the type of field margins that most favor species in need of conservation attention.

Our study confirms that increasing crop diversity and decreasing crop mean field size are complementary levers to promote biodiversity in agricultural landscapes (Sirami et al., 2019). Indeed, crop diversity benefited two of the nine forest edge species, European greenfinch and great tit and one grassland species, corn bunting. Moreover, the decrease in crop field size had a positive impact on Eurasian skylark. The results likely stem from the fact that higher landscape heterogeneity provides readily available complementary resources (Batáry et al., 2017; Sirami et al., 2019). On the other hand, we found a positive effect of the increase in crop field size on the abundance of carrion crows. This effect is probably related to the fact that this species feed in groups on the ground and may thus be favored by large open areas (Madge, 2020).

In conclusion, our results highlight that field margins are valuable landscape components to improve biodiversity conservation but cannot be the only components to be promoted in rice paddy landscapes. In Camargue, current conservation priorities concern the disappearance of wetlands and grasslands as well as the degraded conservation status of species associated with these habitats, whereas there is less concern for forest edge birds, which can be found in other agricultural landscapes. Our study therefore

suggests that conserving and restoring wetlands and grasslands and the associated field margins, reed strips and grass strips, represent a promising avenue to increase biodiversity in the agricultural landscapes of Camargue. On the other hand, despite the negative impact of hedgerows on grassland birds and waterbirds (Tourenq et al., 2001), they can host a diversity of auxiliary species as well as taxa of high conservation importance in Camargue and other wetlands such as bats (Mas et al., 2021). Hedgerows have also been shown to limit the presence of greater flamingos (*Phoenicopterus roseus*), considered as a pest in rice fields (Ernoul et al., 2014). Taking into account the role of hedgerows across taxa would be particularly relevant in the context of the current action plan of replanting hedgerows carried out locally by the Regional Natural Park of the Camargue. Land-use planning studies could be a good way to propose management actions to farmers and stakeholders, maximizing both long-term agricultural benefits and biodiversity conservation.

## Appendices

Appendix A: Map of habitat localization in Camargue

Appendix B: Table of species guilds

Appendix C: Correlation table between landscape explanatory variables and sampling completeness (Cn).

Appendices can be found in Mallet et al. (2022) (<https://doi.org/10.5281/zenodo.7685771>).

## Acknowledgements

We are grateful to all farmers and landowners who graciously permitted us to work in their fields. We are particularly grateful to the company Biosud who helped with setting up the network of organic farmers where we sampled avian biodiversity. Finally, particular thanks to Fabien Laroche for his advices on statistical analysis. Preprint version 3 of this article has been peer-reviewed and recommended by Peer Community in Ecology (<https://doi.org/10.24072/pci.ecology.100421>; Rodrigues 2023).

## Funding

This research received the support of the French Ministry of Agriculture [2019-2021], the company “Alpina-Savoie” [2019-2021] and the Fondation de France [2021-2024].

## Conflict of interest disclosure

The authors declare they have no conflict of interest relating to the content of this article.

## Data, script and code availability

Supplementary information, dataset and statistical scripts are available in Mallet et al. (2022) (<https://doi.org/10.5281/zenodo.7685771>)

## References

- Batáry P, Dicks L, Kleijn D, Sutherland W (2015) The role of agri-environment schemes in conservation and environmental management. *Conservation Biology*, **29**, 1006–1016. <https://doi.org/10.1111/cobi.12536>
- Batáry P, Gallé R, Riesch F, Fischer C, Dormann CF, Mußhoff O, Császár P, Fusaro S, Gayer C, Happe AK, Kurucz K, Molnár D, Rösch V, Wietzke A, Tschardt T (2017) The former Iron Curtain still drives biodiversity-profit trade-offs in German agriculture. *Nature Ecology and Evolution*, **1**, 1279–1284. <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0272-x>



- Batáry P, Matthiesen T, Tschardt T (2010) Landscape-moderated importance of hedges in conserving farmland bird diversity of organic vs. conventional croplands and grasslands. *Biological Conservation*, **143**, 2020–2027. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.05.005>
- BirdLife International (2022) IUCN Red List for birds.
- Blondel J, Barruol G, Vianet R (2019) *L'Encyclopédie de la Camargue*. Buchet-Chastel, Paris.
- Brotans L, Wolff A, Paulus G, Martin JL (2005) Effect of adjacent agricultural habitat on the distribution of passerines in natural grasslands. *Biological Conservation*, **124**, 407–414. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.01.046>
- Burger LD, Burger LW, Faaborg J (1994) Effects of prairie fragmentation on predation on artificial nests. *The Journal of Wildlife Management*, **58**, 249. <https://doi.org/10.2307/3809387>
- Chan SF, Severinghaus LL, Lee CK (2007) The effect of rice field fragmentation on wintering waterbirds at the landscape level. *Journal of Ornithology*, **148**, 333–342. <https://doi.org/10.1007/s10336-007-0244-z>
- Chao A, Jost L (2012) Coverage-based rarefaction and extrapolation: Standardizing samples by completeness rather than size. *Ecology*, **93**, 2533–2547. <https://doi.org/10.1890/11-1952.1>
- DataBank (2018) Terres agricoles (% du territoire) - European Union.
- Declerck K, Maes D, Van Calster H, Jansen I, Pollet M, Dekoninck W, Baert L, Grootaert P, Van Diggelen R, Bonte D (2015) Importance of core and linear marsh elements for wetland arthropod diversity in an agricultural landscape. *Insect Conservation and Diversity*, **8**, 289–301. <https://doi.org/10.1111/icad.12110>
- Díaz M, Aycart P, Ramos A, Carricondo A, Concepción ED (2022) Site-based vs. species-based analyses of long-term farmland bird datasets: Implications for conservation policy evaluations. *Ecological Indicators*, **140**, 109051. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.109051>
- Dollinger J, Dagès C, Bailly JS, Lagacherie P, Voltz M (2015) Managing ditches for agroecological engineering of landscape. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, **35**, 999–1020. <https://doi.org/10.1007/s13593-015-0301-6>
- Dyrce A (2020) Great Reed Warbler (*Acrocephalus arundinaceus*). In: *Birds of the World*, p. . Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. <https://doi.org/10.2173/bow.grrwar1.01>
- Ellison KS, Ribic CA, Sample DW, Fawcett MJ, Dadisman JD (2013) Impacts of tree rows on grassland birds and potential nest predators: a removal experiment. *PLoS ONE*, **8**, e59151. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0059151>
- Elphick CS (2015) A history of ecological studies of birds in rice fields. *Journal of Ornithology*, **156**, 239–245. <https://doi.org/10.1007/s10336-015-1194-5>
- Ernoul L, Mesléard F, Gaubert P, Béchet A (2014) Limits to agri-environmental schemes uptake to mitigate human-wildlife conflict: Lessons learned from Flamingos in the Camargue, southern France. *International Journal of Agricultural Sustainability*, **12**, 23–36. <https://doi.org/10.1080/14735903.2013.798897>
- FAO (2018) FAO Statistical databases. Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- Fraixedas S, Galewski T, Ribeiro-Lopes S, Loh J, Blondel J, Fontès H, Grillas P, Lambret P, Nicolas D, Olivier A, Geijzenorffer IR (2019) Estimating biodiversity changes in the Camargue wetlands: An expert knowledge approach. *PLoS ONE*, **14**, e0224235. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0224235>
- Galewski T, Devictor V (2016) When common birds became rare: historical records shed light on long-term responses of bird communities to global change in the largest wetland of France (AJ Green, Ed.). *PLoS ONE*, **11**, e0165542. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0165542>
- Di Giacomo AS, Vickery PD, Casaas H, Spitznagel OA, Ostrosky C, Krapovickas S, Bosso AJ (2010) Landscape associations of globally threatened grassland birds in the aguapey river important bird area, corrientes, Argentina. *Bird Conservation International*, **20**, 62–73. <https://doi.org/10.1017/S0959270909990177>
- Graham L, Gaulton R, Gerard F, Staley JT (2018) The influence of hedgerow structural condition on wildlife habitat provision in farmed landscapes. *Biological Conservation*, **220**, 122–131. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.02.017>
- Grass I, Batáry P, Tschardt T (2021) Combining land-sparing and land-sharing in European landscapes. *Advances in Ecological Research*, **64**, 251–303. <https://doi.org/10.1016/bs.aecr.2020.09.002>

- Herzog F, Jeanneret P, Ammari Y, Angelova S, Arndorfer M, Al. E (2013) Measuring farmland biodiversity. *Solutions*, **4**, 52–58.
- Hinsley SA, Bellamy PE (2019) Birds of hedgerows and other field boundaries. In: *The Ecology of Hedgerows and Field Margins*, pp. 210–232. <https://doi.org/10.4324/9781315121413-11>
- Horne B Van (1983) Density as a misleading indicator of habitat quality. *The Journal of Wildlife Management*, **47**, 893. <https://doi.org/10.2307/3808148>
- Jiguet F (2003) Instructions pour le programme STOC-EPS. MNHN, pp. 1-18.
- Katayama N, Amano T, Fujita G, Higuchi H (2012) Spatial overlap between the intermediate egret *Egretta intermedia* and its aquatic prey at two spatiotemporal scales in a rice paddy landscape. *Zoological Studies*, **51**, 1105–1112.
- Katoh K, Sakai S, Takahashi T (2009) Factors maintaining species diversity in satoyama, a traditional agricultural landscape of Japan. *Biological Conservation*, **142**, 1930–1936. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.02.030>
- King S, Elphick CS, Guadagnin D, Taft O, Amano T (2010) Effects of landscape features on waterbird use of rice fields. *Waterbirds*, **33**, 151–159. <https://doi.org/10.1675/063.033.s111>
- Madge S (2020) Carrion Crow (*Corvus corone*). In: *Birds of the World*, p. . Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. <https://doi.org/10.2173/bow.carcro1.01>
- Madge S, de Juana E (2020) Corn Bunting (*Emberiza calandra*). In: *Birds of the World*, p. . Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA.
- Magnusson A, Skaug H, Nielsen A, Berg C, Kristensen K, Maechler M, Bentham K van, Bolker B, Sadat N, Lüdecke D, Lenth R, O'Brien J, Brooks M (2020) Generalized linear mixed models using template model builder. Package `glmmTMB`. Version 1.0.2.1. *R topics documented*.
- Mallet P (2022) Rôle des infrastructures et des pratiques agroécologiques pour la conservation de la biodiversité dans les systèmes de grandes cultures en Camargue. Avignon. <https://doi.org/10.5281/zenodo.7652924>
- Mallet P, Béchet A, Galewski T, Mesléard F, Hilaire S, Lefebvre G, Poulin B, Sirami C (2022) Different components of landscape complexity are necessary to preserve multiple taxonomic groups in intensively-managed rice paddy landscapes. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **328**, 107864. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2022.107864>
- Mallet P, Bechet A, Sirami C, Mesleard F, Blanchon T, Calatayud F, Dagonet T, Gaget E, Leray C, Galewski T (2022) Field margins as substitute habitat for the conservation of birds in agricultural wetlands; Supplementary information [Data set]. Zenodo. <https://doi.org/10.5281/zenodo.7685771>
- Marcon E, Hérault B (2015) Entropart: An R package to measure and partition diversity. *Journal of Statistical Software*, **67**. <https://doi.org/10.18637/jss.v067.i08>
- Marja R, Herzon I (2012) The importance of drainage ditches for farmland birds in agricultural landscapes in the Baltic countries: Does field type matter? *Ornis Fennica*, **89**, 170–181.
- Marshall EJP, Moonen AC (2002) Field margins in northern Europe: Their functions and interactions with agriculture. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **89**, 5–21. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(01\)00315-2](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(01)00315-2)
- Mas M, Flaquer C, Rebelo H, López-Baucells A (2021) Bats and wetlands: synthesising gaps in current knowledge and future opportunities for conservation. *Mammal Review*, **51**, 369–384. <https://doi.org/10.1111/mam.12243>
- Meyer S, Wesche K, Krause B, Leuschner C (2013) Dramatic losses of specialist arable plants in Central Germany since the 1950s/60s - a cross-regional analysis. *Diversity and Distributions*, **19**, 1175–1187. <https://doi.org/10.1111/ddi.12102>
- Montgomery I, Caruso T, Reid N (2020) Hedgerows as ecosystems: Service delivery, management, and restoration. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, **51**, 81–102. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-012120-100346>
- Morganti M, Manica M, Bogliani G, Gustin M, Luoni F, Trotti P, Perin V, Brambilla M (2019) Multi-species habitat models highlight the key importance of flooded reedbeds for inland wetland birds: Implications for management and conservation. *Avian Research*, **10**, 1–13. <https://doi.org/10.1186/s40657-019-0154-9>
- Newton I (2017) *Farming and birds*. HarperCollins UK, London.

- Norton MR, Hannon SJ, Schmiegelow FKA (2000) Fragments are not islands: Patch vs landscape perspectives on songbird presence and abundance in a harvested boreal forest. *Ecography*, **23**, 209–223. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2000.tb00277.x>
- Pasher J, Mitchell SW, King DJ, Fahrig L, Smith AC, Lindsay KE (2013) Optimizing landscape selection for estimating relative effects of landscape variables on ecological responses. *Landscape Ecology*, **28**, 371–383. <https://doi.org/10.1007/s10980-013-9852-6>
- PECBMS (2022) PanEuropean Common Bird Monitoring Scheme. *PanEuropean Common Bird Monitoring Scheme*.
- R Core Team (2017) R: A Language and Environment for Statistical Computing.
- Rodrigues A S L (2023) Searching for conservation opportunities at the margins. *Peer Community in Ecology*, 100421. <https://doi.org/10.24072/pci.ecology.100421>
- Saura S, Martín-Queller E, Hunter ML (2014) Forest landscape change and biodiversity conservation. In: *Forest Landscapes and Global Change: Challenges for Research and Management*, pp. 167–198. Springer New York. [https://doi.org/10.1007/978-1-4939-0953-7\\_7](https://doi.org/10.1007/978-1-4939-0953-7_7)
- Shoffner A, Wilson AM, Tang W, Gagné SA (2018) The relative effects of forest amount, forest configuration, and urban matrix quality on forest breeding birds. *Scientific Reports*, **8**, 1–12. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-35276-9>
- Singh S, Sharma SN, Prasad R (2001) The effect of seeding and tillage methods on productivity of rice-wheat cropping system. *Soil and Tillage Research*, **61**, 125–131. [https://doi.org/10.1016/S0167-1987\(00\)00188-4](https://doi.org/10.1016/S0167-1987(00)00188-4)
- Sirami C, Gross N, Baillod AB, Bertrand C, Carrié R, Hass A, Henckel L, Miguet P, Vuillot C, Alignier A, Girard J, Batáry P, Clough Y, Violle C, Giralt D, Bota G, Badenhausser I, Lefebvre G, Gauffre B, Vialatte A, Calatayud F, Gil-Tena A, Tischendorf L, Mitchell S, Lindsay K, Georges R, Hilaire S, Recasens J, Solé-Senan XO, Robleño I, Bosch J, Barrientos JA, Ricarte A, Marcos-Garcia MÁ, Miñano J, Mathevet R, Gibon A, Baudry J, Balent G, Poulin B, Burel F, Tschardt T, Bretagnolle V, Siriwardena G, Ouin A, Brotons L, Martin JL, Fahrig L (2019) Increasing crop heterogeneity enhances multitrophic diversity across agricultural regions. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, **116**, 16442–16447. <https://doi.org/10.1073/pnas.1906419116>
- Stanton RL, Morrissey CA, Clark RG (2018) Analysis of trends and agricultural drivers of farmland bird declines in North America: A review. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **254**, 244–254. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.11.028>
- Sundar KSG, Subramanya S (2010) Bird use of rice fields in the Indian subcontinent. *Waterbirds*, **33**, 44–70. <https://doi.org/10.1675/063.033.s104>
- Tamisier A, Grillas P (1994) A review of habitat changes in the camargue: An assessment of the effects of the loss of biological diversity on the wintering waterfowl community. *Biological Conservation*, **70**, 39–47. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(94\)90297-6](https://doi.org/10.1016/0006-3207(94)90297-6)
- Toffoli R, Rughetti M (2017) Bat activity in rice paddies: Organic and conventional farms compared to unmanaged habitat. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **249**, 123–129. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.08.022>
- Tourenq C, Aulagnier S, Durieux L, Lek S, Mesléard F, Johnson A, Martin JL (2001) Identifying rice fields at risk from damage by the greater flamingo. *Journal of Applied Ecology*, **38**, 170–179. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2001.00581.x>
- Vallecillo S, Brotons L, Herrando S (2008) Assessing the response of open-habitat bird species to landscape changes in Mediterranean mosaics. *Biodiversity and Conservation*, **17**, 103–119. <https://doi.org/10.1007/s10531-007-9233-z>
- Vickery JA, Feber RE, Fuller RJ (2009) Arable field margins managed for biodiversity conservation: A review of food resource provision for farmland birds. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **133**, 1–13. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2009.05.012>
- Warren MS, Maes D, van Swaay CAM, Goffart P, van Dyck H, Bourn NAD, Wynhoff I, Hoare D, Ellis S (2021) The decline of butterflies in Europe: Problems, significance, and possible solutions. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, **118**, e2002551117. <https://doi.org/10.1073/PNAS.2002551117>
- Wilson JD, Anderson R, Bailey S, Chetcuti J, Cowie NR, Hancock MH, Quine CP, Russell N, Stephen L, Thompson DBA (2014) Modelling edge effects of mature forest plantations on peatland waders



- informs landscape-scale conservation. *Journal of Applied Ecology*, **51**, 204–213. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12173>
- Wilson S, Mitchell GW, Pasher J, McGovern M, Hudson MAR, Fahrig L (2017) Influence of crop type, heterogeneity and woody structure on avian biodiversity in agricultural landscapes. *Ecological Indicators*, **83**, 218–226. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.07.059>
- Yamada S, Kusumoto Y, Tokuoka Y, Yamamoto S (2011) Landform type and land improvement intensity affect floristic composition in rice paddy fields from central Japan. *Weed Research*, **51**, 51–62. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3180.2010.00815.x>



# Gap analysis of the Ramsar site network at 50: over 150 important Mediterranean sites for wintering waterbirds omitted

Nadège Popoff, et al. *[full author details at the end of the article]*

Received: 4 October 2020 / Revised: 20 April 2021 / Accepted: 28 June 2021  
© The Author(s), under exclusive licence to Springer Nature B.V. 2021

## Abstract

The Mediterranean Basin is a biodiversity hotspot. Wetlands make a key contribution to this status, but many of them remain outside the Ramsar network fifty years after the establishment of the Ramsar Convention. Here we evaluate the extent to which the Mediterranean Ramsar network covers wetlands of international importance for wintering waterbirds using the Ramsar Convention criteria 2 (species of conservation concern), 5 (>20,000 waterbirds) and 6 (1% of a population). These criteria were applied to 4186 sites in 24 Mediterranean countries using counts of 145 wintering waterbird species from 1991 to 2017. We identified 161 sites of international importance for waterbirds that have not yet been declared as Ramsar sites, which could be added to the 180 current Mediterranean Ramsar sites established based on waterbird criteria (criteria 5 and/or 6). Among these sites, a subset of 32 very important sites reached double the required level for at least one criterion and 95 were not protected by any site conservation status. Coastal wetlands represented half of the Ramsar gap for waterbirds. We identified that an additional 1218 monitored sites could be provisionally considered as internationally important and thus require more survey efforts to assess their status. This study highlights a lack of participation of the Mediterranean countries to build the Ramsar network for wetland protection. Our results should help policymakers and managers to prioritize future Ramsar site designation, notably in the Middle East and Western European region where important gaps were identified.

**Keywords** International waterbird census · Flyway · Biodiversity hotspot · Bird conservation · Gap analysis · Ramsar convention

---

Communicated by Adeline Loyau.

This article belongs to the Topical Collection: Biodiversity protection and reserves.

---

## Introduction

Wetlands are one of the most vulnerable and threatened ecosystems (Gardner et al. 2015). Globally, they have lost as much as 87% of their area over the last 300 years as a consequence of heavy anthropogenic pressures (Zedler and Kercher 2005; Davidson 2014). In 1971, the rate and perceived importance of wetland decline stimulated the first global, multilateral agreement for their protection: the Ramsar Convention (Ramsar Convention Secretariat 2016). One prime objective of this international convention is to designate wetlands of international importance, labelled as “Ramsar Sites”. The Ramsar Convention has now been ratified by 170 countries and includes more than 2300 Ramsar Sites (<https://www.ramsar.org/>). The Ramsar Convention emphasizes the crucial role of wetlands for human well-being, economic development, cultural values and practices, and recreational activities and thus takes a holistic view to better consider biodiversity heritage values within development and management plans (Ramsar Convention Secretariat 2016).

Waterbirds were one of the first targets of the Ramsar Convention, because there were deep concerns about the state of their populations. In addition, they have been used as indicator species (Simberloff 1998; Balmford 2005) to identify wetlands of international importance. In synchrony with the Ramsar Convention, the International waterbird census (IWC), coordinated by Wetlands International (<https://www.wetlands.org/>), was established in 1967 in order to assess annual changes in the global abundance and distribution of wintering waterbirds (Delany 2005) by providing reliable data on the status and trends of waterbird populations (Amano et al. 2018). Since the IWC is an internationally standardized protocol, it is often used to support designation of new Ramsar sites based on waterbird criteria (Ramsar Convention on Wetlands 2010). Bird surveys performed under the IWC were crucial for the recognition of several wetlands of international importance, such as Lake Mikri Prespa in Greece (1975), Doñana in Spain (1982), Merja Zerga in Morocco (1980), and the Camargue in France (1986). As protected areas are critical for threatened species conservation, the Ramsar designation was used notably to recognise sites for endangered waterbird species, like the marbled teal (*Marmaronetta angustirostris*) in Morocco (El Agbani 1996; Cherkaoui et al. 2016) or the Dalmatian pelican (*Pelecanus crispus*) in Greece (Crivelli et al. 1996). Subsequent studies have highlighted the positive effect of Ramsar designation on waterbird populations, especially in North-African countries (Kleijn et al. 2014; Gaget et al. 2020). However, the designation and management of Ramsar sites are both heterogeneous between countries, leaving much room for improvement (Geijzendorffer et al. 2019; Gaget et al. 2020).

Mediterranean wetlands support 31% of all vertebrate species present in the region and provide numerous ecosystem services, but are threatened by intense pressures whilst receiving limited protection (MWO 2018). The Mediterranean basin is second largest biodiversity hotspot in the world (Cuttelod et al. 2009; Mittermeier et al. 2011), and while wetlands represent only 2% of the land, they are crucial for human well-being, providing flood control, education support and tourism which significantly contribute to local economy (MWO 2018). However, these ecosystems are threatened by human activities: over-exploitation, urban and agricultural land expansion, tourism, pollution, etc. (CEPF 2017; Taylor et al. 2021). In addition, climate change will likely amplify these pressures, through sea level rise and extreme weather events (Diaz et al. 2020; Lefebvre et al. 2019). Coastal Mediterranean wetlands are particularly exposed to the pressures from both human density and climate change (Hamza 2020; Ramírez et al. 2018), and would benefit from conservation efforts to remain suitable for waterbirds (MWO 2018).

Five decades after the establishment of the Ramsar Convention, there is still a need to identify and protect wetlands of international importance in the Mediterranean basin (Gaget et al. 2020). Loss of natural wetlands was estimated at 45–51% between 1970 and 2013 based on 405 selected test sites all around the Mediterranean basin (MWO 2018). An important challenge for conservation biology is the identification of important ecological areas that would fill gaps in conservation networks, such as protected area networks (Rodrigues et al. 2004a). To this end, the gap analysis method uses cross-analyses of biodiversity and protected area data to highlight priority areas to conserve (Scott et al. 1993; Rodrigues et al. 2004b). Thirty years ago, Langeveld and Grimmett (1990) produced a “shadow list” of Ramsar sites, which met the Ramsar ecological criteria (Davidson and Stroud 2016; Geijzendorffer et al. 2019) but were not currently designated as Ramsar sites, to help stakeholders and member states of the Ramsar Convention identify and protect wetlands of international importance. However, this useful list to prioritize wetland conservation has not been updated since.

Here we aimed to identify gaps in the Mediterranean Ramsar network using criteria defined by the Ramsar Convention, to update the shadow list of Ramsar sites. We used IWC records from 4186 wetlands over 27 years to identify internationally important sites for waterbirds based on Criterion 2 (site hosting species of conservation concern), Criterion 5 (sites regularly hosting > 20,000 waterbirds) and Criterion 6 (sites regularly hosting 1% of a population). We additionally highlighted sites reaching *double* the required level for each criterion to identify very important sites absent from the Ramsar network, i.e. those regularly hosting at least two species of conservation concern, > 40,000 waterbirds, or 1% of at least two populations. To guide future Ramsar designations, we explored gaps by distinguishing (a) coastal from inland sites and (b) sites already protected by other legislation or agreements from sites not already protected.

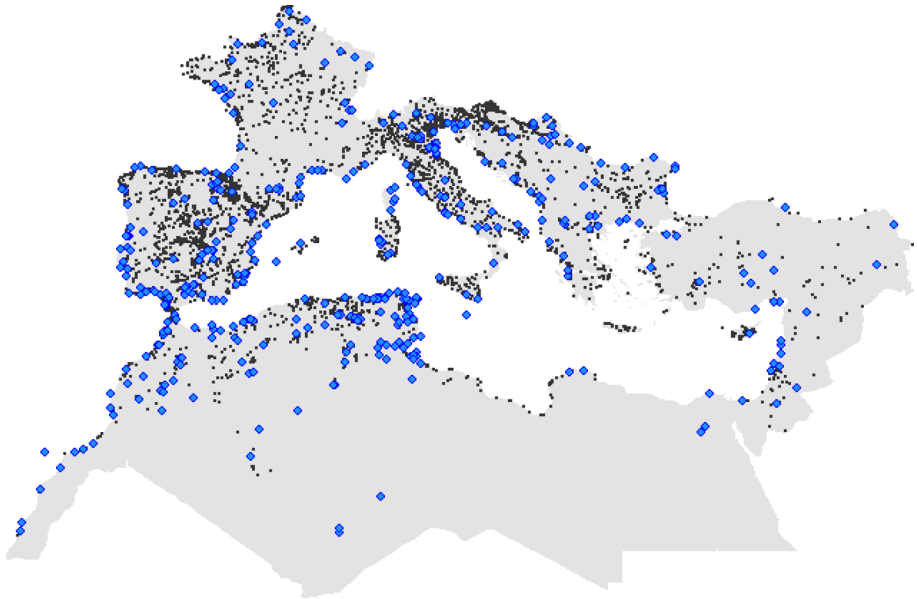
## Materials and methods

### Study area

Our study area encompassed the 26 Mediterranean countries included in the Mediterranean Wetlands Initiative (MedWet, <https://medwet.org/fr/aboutwetlands/ramsarmedsites/>) that were both contracting parties to the Ramsar Convention and regularly contributed to the IWC (see below): Albania, Algeria, Bosnia and Herzegovina, Bulgaria, Croatia, Cyprus, Egypt, France, Greece, Israel, Italy, Jordan, Lebanon, Libya, Malta, Monaco, Morocco, Montenegro, North Macedonia, Portugal, Serbia, Slovenia, Spain, Syrian Arab Republic, Tunisia and Turkey (Fig. 1). We focused on Mediterranean countries but not on the Mediterranean biome to be consistent with the geopolitical MedWet network.

### Waterbird monitoring and conservation status

We analyzed 48,924 wetland-specific surveys of 145 waterbird species monitored in 4186 sites, with at least three IWC surveys between 1991 and 2017 (Fig. 1, in black). IWC counts were completed in mid-January in each wetland site by volunteers or professionals (see Delany 2005 for protocol). The study period started since the IWC monitoring protocol was extended from ducks to all waterbird species (Delany 2005). Across all sites, the mean monitoring start year was 1998, mean end year was 2014, and mean duration



**Fig. 1** Distribution of the 4186 IWC sites (black dots) and 404 Ramsar sites located in the MedWet countries. These boundaries and names shown and the designations used on this map do not imply official endorsement or acceptance by the authors

was 11.7 years. From the surveys, we extracted data for the 145 waterbird species listed in the African-Eurasian Migratory Waterbird Agreement (AEWA) to avoid vagrant species (<http://www.unep-aewa.org>, Table S2). Considering that progress in taxonomy and field identification of some species groups occurred late in the study period, we had to lump together *Larus michahellis*, *Larus cachinnans*, *Larus armenicus* and *Larus argentatus* as *Larus 'argentatus'*.

### Ramsar criteria

We used the Ramsar criteria 2, 5 and 6 to identify IWC sites that could be considered as (i) provisionally important, (ii) important and (iii) very important (Table 1). We use these short category names herein, but note that “importance” is always judged on an international level and is based on wintering waterbird data.

The Ramsar Convention includes two criteria for the designation of Ramsar sites specifically dedicated to waterbirds: Criterion 5 (C5)—wetlands which regularly support 20,000 or more waterbirds; and Criterion 6 (C6)—wetlands which regularly support 1% of the individuals of a population of one species or subspecies of waterbird. A site is considered of international importance by the Ramsar Convention if it meets at least one of these criteria. Following the Ramsar Strategic Framework (Ramsar Convention Secretariat 2018), we identified *internationally important sites* and *provisionally internationally important sites* as those in which the criterion (20,000 birds or 1% of a population) has been met in at least 5 or 3–4 surveyed years, respectively. For C6, we used information on distribution and the 1% threshold of the Mediterranean waterbird populations from the 7th AEWA Conservation Status Report on Migratory Waterbirds 2017 (<http://wpe.wetlands.org>). When several

**Table 1** Overview of IWC site classification used in this paper

Criterion	Provisionally important	Important	Very important
C2	Supports $\geq 1$ Threatened waterbird species in 3–4 surveyed years	Supports $\geq 1$ Threatened waterbird species in $\geq 5$ surveyed years	Supports $\geq 2$ Threatened waterbird species in $\geq 5$ surveyed years
C5	Supports $\geq 20,000$ waterbirds in 3–4 surveyed years	Supports $\geq 20,000$ waterbirds in $\geq 5$ surveyed years	Supports $\geq 40,000$ waterbirds in $\geq 5$ surveyed years
C6	Supports $\geq 1\%$ of the individuals in one population of a species or subspecies of waterbird, in 3–4 surveyed years	Supports $\geq 1\%$ of the individuals in one population of a species or subspecies of waterbird, in $\geq 5$ surveyed years	Supports $\geq 1\%$ of the individuals in each of two or more populations of a species or subspecies of waterbird, in $\geq 5$ surveyed years

Criteria are based on Ramsar Criteria C2, C5 and C6, with additional clarifications or quantifications. A site is classified in each category if it meets one or more of the criteria. Note that the most important sites are a subset of important sites, but these are mutually exclusive from provisionally important sites

populations of the same species overlapped at one site, we applied the highest 1% population value as the threshold.

Based on Ramsar Criterion 2 (C2), we identified sites supporting Threatened (i.e., Vulnerable, Endangered, or Critically Endangered) waterbird species (Ramsar Convention Secretariat 2018). C2 only refers to the presence of such species and does not require a minimum abundance or frequency. However, to avoid including sites with only occasional observations, we use the same survey-based threshold as for C5 and C6. That is, under C2, *internationally important* sites hosted at least one Threatened waterbird species in at least five surveyed years, and *provisionally internationally important* sites hosted at least one Threatened waterbird species in 3–4 surveyed years. Acknowledging that conservation status may have changed over the study period, we identified *internationally important sites* from Threatened species at the global scale in at least five years during the study period (IUCN 1991–2017) and are still in that category (IUCN 2021), and *provisionally internationally important sites* from Threatened species in at least three years during the study period (IUCN 1991–2017). This distinction was made to include sites that have potentially be internationally important over the study period and needing more survey to confirm their current importance. The species used to identify internationally important sites under C2 were *Anser erythropus*, *Branta ruficollis*, *Clangula hyemalis*, *Marmaronetta angustirostris*, *Melanitta fusca*, *Numenius tenuirostris*, *Oxyura leucocephala* and *Vanellus gregarius*. The species used to identify provisionally internationally important sites under C2 were *Aythya ferina*, *Aythya nyroca*, *Crex crex*, *Larus leucophthalmus*, *Pelecanus crispus*, *Podiceps auratus* and *Rissa tridactyla*, in addition to the species listed previously. We identified sites reaching C2 and highlighted which species were involved.

Finally, to highlight *very important* sites amongst the internationally important sites, we identified additionally sites reaching double the threshold for Criteria 5 (hereafter C5×2), 6 (hereafter C6×2) and 2 (hereafter C2×2). That is, sites meeting C5×2 regularly hosted ≥ 40,000 waterbirds, sites meeting C6×2 regularly supported at least 1% of a population of two or more species or subspecies, and sites meeting C2×2 regularly hosted two waterbird species of conservation concern. As for internationally important sites, each criterion must have been met in at least five surveyed years.

## Mediterranean sites protection

Datasets on Ramsar sites and their designation criteria were extracted from the Ramsar Sites Information Service (<https://rsis.ramsar.org/>, updated 10/03/2021). The 404 Ramsar sites (Fig. 1, in blue) in the MedWet countries jointly cover over 6.9 million ha, and among them 180 sites have been designated based on the waterbird criteria C5 and/or C6. We did not consider Criterion 2 here because C2 is not bird-specific. The correspondence between the 404 Ramsar Sites and 4186 IWC sites was established by using geographic information system software (ArcGIS 10.4) to identify whether IWC site centroids were located within the Ramsar polygon boundaries, or matched with a Ramsar site name. The correspondences were verified by IWC national coordinators (estimated errors < 3%, see Gaget et al. 2020).

We assessed whether the identified (see above) internationally important (or provisionally internationally important) IWC sites that did not correspond to Ramsar sites fell within other types of protected area. We used the most up-to-date database of protected areas available for the Mediterranean region established in a collaborative work between the Tour du Valat and Wetlands International (n=20,676 protected areas). This database

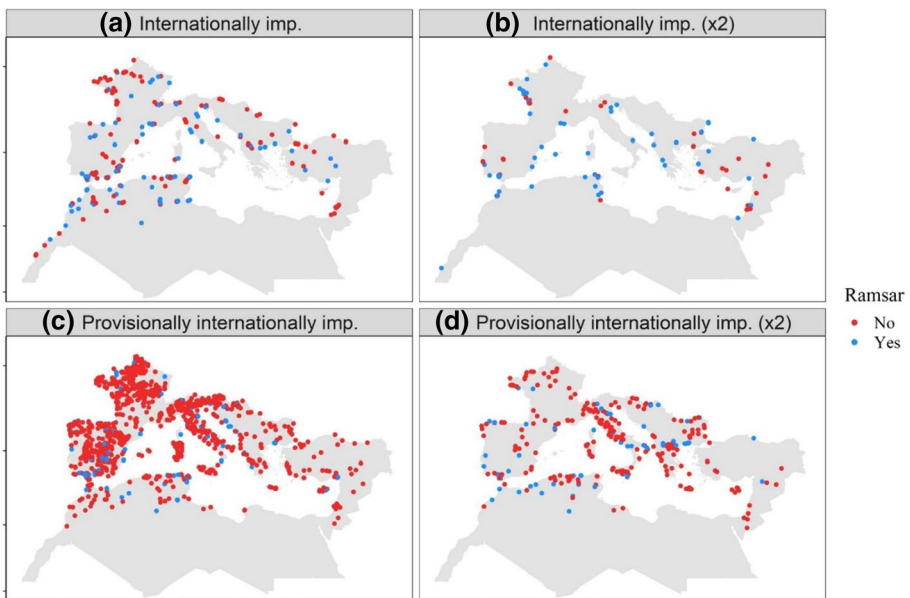
merge different data sources, including World Database of Protected ([www.protectedplanet.net](http://www.protectedplanet.net)), Common Database on Designated Areas ([www.eea.europa.eu](http://www.eea.europa.eu)), Natura 2000 ([www.eea.europa.eu](http://www.eea.europa.eu)) and systematic inventories from grey literature per country conducted up to 2019. We considered a site covered by a protected area when its geographical coordinates (centroid) overlapped the polygon of a protected area.

Finally, we distinguished coastal from inland sites to give a broad overview of nature of conservation gaps for coastal IWC sites. Sites were considered as coastal when their centroid was  $\leq 30$  km from the coastline (i.e., a distance sufficient to include major Mediterranean coastal wetlands as the Pô Delta (Italy), Doñana (Spain) and the Camargue (France)). Note that this definition is purely geographical and not biological, and does not necessarily refer to coastal ecosystem or habitat characterization (see [Discussion](#)).

## Results

### Wetlands of international importance for waterbirds

Among the 4186 IWC sites, we identified 297 sites (7%) as internationally important sites for waterbirds (Fig. 2) (meeting C2, C5 and/or C6 in at least five surveyed years). Of these, 83 were very important, reaching double the threshold for the criteria. An additional, 1436 sites (34%) were provisionally internationally important for waterbirds. The detail for each Criterion is provided in Table 2. For example, 105 Mediterranean IWC sites hosted more



**Fig. 2** Distribution of the IWC sites identified from C2, C5 and C6 as **a** internationally important, **b** internationally important reaching  $C2 \times 2$ ,  $C5 \times 2$  or  $C6 \times 2$ , **c** provisionally internationally important (evaluation from a 3-years period), and **d** provisionally internationally important reaching  $C2 \times 2$ ,  $C5 \times 2$  or  $C6 \times 2$ . The IWC included in the Ramsar network are in blue, the other in red. These boundaries and names shown and the designations used on this map do not imply official endorsement or acceptance by the authors



**Table 2** Number of sites identified as internationally important and provisionally internationally important (in brackets) reaching the criteria C2 (species conservation concern), C5 (20,000 birds), C6 (1% of one population) and C2×2, C5×2 or C6×2 (two times the corresponding Ramsar criteria), undesignated as Ramsar site (No Ramsar) and uncovered by other protection area (No PA)

Criteria	Total		No Ramsar		No Ramsar/No PA	
	Internationally important	Provisionally	Internationally important	Provisionally	Internationally important	Provisionally
<i>Mediterranean region</i>						
C5 or C6 or C2	<b>297</b>	<b>(+ 1436)</b>	<b>161</b>	<b>(+ 1218)</b>	<b>95</b>	<b>(+ 765)</b>
C5	105	(+6)	42	(+5)	27	(+2)
C6	175	(+20)	76	(+12)	40	(+7)
C2	174	(+1424)	95	(+1211)	63	(+762)
C5 and C6 and C2	32	(+2)	7	(+1)	7	(+0)
C5×2 or C6×2 or C2×2	83	(+448)	32	(+336)	19	(+196)
C5×2	35	(+4)	9	(+3)	5	(+0)
C6×2	68	(+7)	22	(+3)	13	(+0)
C2×2	22	(+481)	9	(+333)	6	(+196)
C5×2 and C6×2 and C2×2	5	(+0)	1	(+0)	1	(+0)
<i>Coastal sites</i>						
C5 or C6 or C2	<b>175</b>	<b>(+ 458)</b>	<b>82</b>	<b>(+ 350)</b>	<b>46</b>	<b>(+ 205)</b>
C5	69	(+2)	19	(+2)	10	(+0)
C6	104	(+5)	35	(+3)	16	(+0)
C2	107	(+454)	54	(+347)	35	(+205)
C5 and C6 and C2	21	(+0)	2	(+0)	2	(+0)
C5×2 or C6×2 or C2×2	60	(+248)	17	(+153)	7	(+93)
C5×2	27	(+2)	3	(+2)	0	(+0)
C6×2	52	(+2)	12	(+2)	5	(+0)
C2×2	14	(+246)	5	(+151)	2	(+93)
C5×2 and C6×2 and C2×2	4	(+0)	0	(+0)	0	(+0)

Lines in bold show the total number of sites per column reaching all the criteria evaluated. These sites are among 4186 International Waterbird Census (IWC) sites evaluated over the 1991–2017 period

than 20,000 wintering waterbirds in at least five years over the study period (Criterion 5, Internationally Important sites). The sites identified as internationally important are spread across most of the Mediterranean region (Fig. 2). Coastal sites represented 34% of the 4186 IWC sites but accounted for 59% of the sites identified as internationally important (Table 2). Details of sites reaching each Criterion are presented in Figures S1, S2 and S3.

### Gaps in the Ramsar network

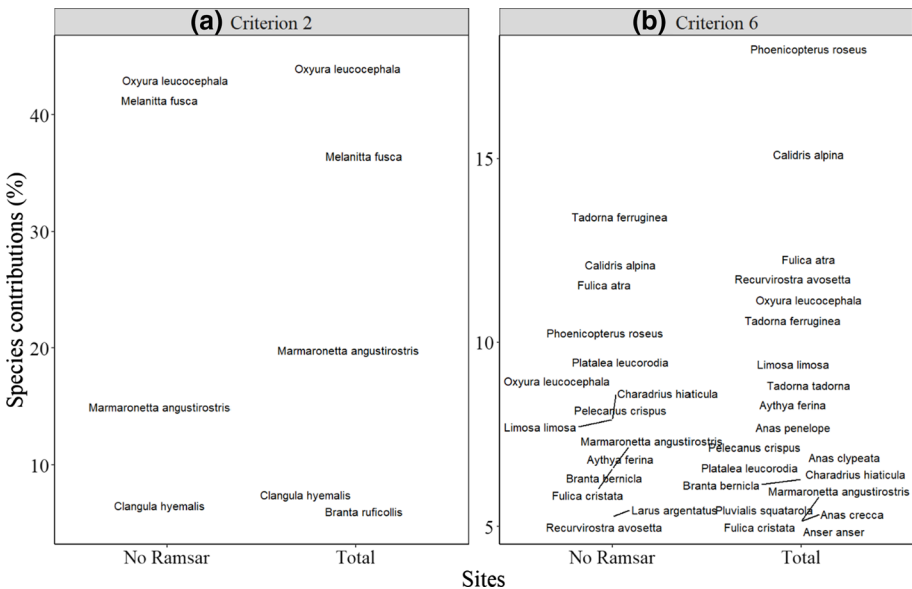
Among the 297 IWC sites identified as internationally important for waterbirds, 161 (54%) were not yet designated as or included within Ramsar sites (Fig. 2, red dots). Of these

sites, 32 reached double the specified threshold for at least one Criterion, meaning that the Ramsar network is missing a significant number of very important sites for waterbirds. Nineteen (59%) of these very important IWC sites outside the Ramsar network were not included within any other network of protected areas (Table 2). The percentage was similar for important IWC sites (95 sites out of 161; 59%) and provisionally important IWC sites (765 sites out of 1218; 63%). Interestingly, although coastal sites accounted for 34% of the studied sites, around 50% of the gaps in the networks of both Ramsar sites and other protected areas were coastal sites. (Table 2).

Among the 180 Ramsar sites already designated for birds based on C5 and/or C6, 146 overlapped at least one IWC site, and 72 (49%) were identified as internationally important based on C5 and/or C6.

### Ramsar network coverage per species

Among the 145 studied waterbird species, six and 62 contributed to C2 and C6 achievement, respectively (Fig. 3). Sites reaching C2 were mainly identified from three duck species, *Oxyura leucocephala*, *Melanitta fusca* and *Marmaronetta angustirostris* (Fig. 3). Species contributing to C6 were more phylogenetically and biologically diverse, gathering for instance *Phoenicopterus roseus*, *Calidris alpina*, *Fulica atra*, *Recurvirostra avosetta*, *Oxyura leucocephala*, *Tadorna ferruginea* (Fig. 3). Overall, species contributions were similar between Ramsar- designated and non-Ramsar sites.



**Fig. 3** Species contributions to achieve **a** Criterion 2 (species of conservation concern) and **b** Criterion 6 (1% of a population). Species contributions represent the number of sites for which a species contributed to C2 (**a**) or C6 (**b**) achievement divided by the total number of sites reaching C2 (**a**) or C6 (**b**). Species contributions are provided for all sites reaching C2 (**a**) or C6 (**b**) and sites not Ramsar designated. Species contributing less than 5% are not represented. Sum of contribution is not equal to 100% because several species can contribute to the same site

## Discussion

The Ramsar Convention was established in 1971 to protect wetlands, with waterbird conservation as an initial key focal ambition, along with the implementation of a coherent international protected area network (Ramsar Convention Secretariat 2016). Using monitoring data for non-breeding waterbirds and three criteria for designating Ramsar sites, we identified up to 161 (plus 1218) IWC sites that should be considered as additions to the Mediterranean Ramsar network, due to their importance (or potential importance) for waterbirds. The 161 internationally important sites falling outside the current Ramsar network can be seen as an updated version, for the MedWet countries, of the “Ramsar shadow list” initially proposed in 1990 (Langeveld and Grimmett 1990). While 34% of the monitored sites were coastal wetlands, they represented 51% of the important waterbird sites not yet designated as or included within Ramsar sites. This reappraisal of the Ramsar network completeness for non-breeding waterbirds in the MedWet countries highlights significant gaps in the largest protected area network for wetland conservation.

### Identified protection gaps

Fifty years after convention ratification, we identified 161 IWC sites that clearly meet Ramsar Criteria as wetlands of international importance (i.e., meeting at least one criterion in at least five years), and up to 1218 sites that provisionally do. Provisionally important sites meet criteria in fewer years than the important sites. This could reflect either a genuine lower importance for waterbirds, or data deficiency (e.g., not enough surveyed years to qualify as important). We identified that the Ramsar network did not include 26% of sites regularly hosting 40,000 birds (C5×2), 32% of the sites regularly hosting 1% of at least two populations (C6×2) and 41% of the sites hosting at least two species of conservation concern (C2×2). Such gaps occurred in most of the MedWet countries. Considering the potential benefit of Ramsar protection for waterbird conservation (Kleijn et al. 2014; Gaget et al. 2020), we encourage the expansion of the Ramsar network to these sites along with other practical conservation actions (Acreman et al., 2020; Coad et al., 2019). Our results provide an overview of the sites which should be further evaluated by the Ramsar Convention.

Our results not only confirm gaps in Ramsar network but also highlight the absence of any site protection status for 32% of the IWC sites identified as internationally important for waterbirds. A previous study suggested that inside European Union (EU) Member States, much stronger site protection status complements the gaps in the Ramsar network (e.g., Gaget et al. 2020). However, we found that several important sites were not covered by Ramsar or any other protection status inside EU Member States (Fig. 2). In the EU, the use of the Ramsar Convention to designate important conservation areas has probably lost some of its attractiveness over the last decades because of a strong alternative, i.e., more binding measures like the Birds (2009/147/EC), the Habitats (92/43/EEC), and the Water Framework (2000/60/EC) Directives (Gaget et al. 2020). Besides administrative issues regarding the status of protected areas, this lack of designation of Ramsar sites in the EU might indeed dishearten non-EU countries to designate new Ramsar sites. In light of the positive effect of site protection on waterbirds (Amano et al. 2018; Gaget et al. 2020) and international targets on natural habitat protection (CBD 2013), we encourage policymakers and practitioners to fill the gap.

Gaps in protected area networks are sensitive to political and economic contexts (Rodrigues et al. 2004a, b; Zimmerer et al. 2004). In the Eastern Mediterranean, political instabilities, low ranking of environmental issues on political agendas, water conflicts, and limited capacity to identify all potential Ramsar sites and ensure their monitoring and management after designation (Selman 2009; Finlayson 2012; Adhoobi 2016) are the likely main causes for limited designation of Ramsar sites. More specifically, the political and economical situation of Turkey gives low priority to environmental conservation targets (Adaman et al. 2009; Şekercioğlu et al. 2011). Turkey has several wetlands that are very important for waterbirds but are not protected as Ramsar sites or with any other protected status (e.g., Egridir Lake, Karakaya Dam and Karkamis Dam). Two other important sites in Turkey that fall outside the Ramsar network are protected as a National Park (Beyşehir Lake) and a Nature Park (Bafa Lake). National Park is one of the strongest protected area categories in Turkey, with many restrictions, while Nature Parks are mostly managed for recreation and thus often do little to mitigate serious threats to biodiversity (Atmiş 2018). Such conservation gaps are common to other countries of the study area (MWO 2018). Ineffective wetland conservation in the Eastern Mediterranean has already been identified as a weakness in the use of the Ramsar Convention (Gejzendorffer et al. 2019; Gaget et al. 2020). However, the encouraging significant improvement of the Ramsar network in countries experiencing similar socio-economic difficulties, notably in Morocco through the implementation of environmental strategies (Dakki et al. 2001, 2011, 2016), could inspire conservation strategies in the Eastern Mediterranean.

In this study, we did not intend to evaluate gaps in the whole network of protected areas for waterbirds. However, we identified that 54% of important sites for waterbirds are not included in the Ramsar network and 32% are without any site protection status. Kirby et al. (2008) found a slightly higher gap of 40% over the African-Eurasian migratory flyway, when accounting for all international protection instruments. Consequently, our results suggest that an effective strategy for waterbird conservation would require an expansion of the protected area network in the MedWet countries. Indeed, the overlap between IWC sites and Ramsar sites can be largely incomplete in some countries (e.g. Italy: Baccetti et al. 1995; Smart and Viñals 2004), hence suggesting that the large gap calculated in this paper represents an underestimate at the Mediterranean level. In addition, we likely underestimated the true number of areas internationally important for wintering waterbirds, because our approach based on the IWC was constrained by the spatial distribution of the counting sites.

Our assessment of waterbird criteria was based on IWC sites as defined by Wetlands International. IWC sites are initially defined based on hydrological and ecological criteria and sometimes, but not always, aggregated into functional units based on waterbird movements and habitat use (Tamisier 1978). For instance, the Camargue (France) is a single IWC site of several ten of thousand hectares, where waterbirds use several wetlands throughout their daily cycle (resting, feeding, breeding etc.). On the other hand, Doñana, a huge wetland of the south of Spain, is split into several dozen IWC sites. Further analyses to identify priority sites for protection will need to apply the C5 and C6 criteria to functional units that make sense for waterbird conservation (Tamisier 1978). This will require a good knowledge of land use by waterbirds as well as coordinated and synchronized counts on the entire functional unit. This approach is being routinely used in Italy since the early 1990s, where IWC sites belonging to the same functional unit are simultaneously counted and analyzed to calculate the national/international importance of the wintering bird populations (see e.g. Zenatello et al. 2014). The same approach had been

used to identify the importance of Libyan wetlands in 2005–2011 (EGA–RAC/SPA Waterbird Census Team 2012). The lack of systematic grouping of IWC sites into functional units may lead to an underestimation of areas of international importance for waterbirds. For instance, in Bulgaria, lakes located along the Black Sea are considered as separate sites from the coastal area, while all these habitats are important for the same waterbirds (Dimitrov et al. 2005; Petkov and Iliev 2015). As a result, if a large site has been split into several counting units, our analyses might conclude that these counting units are not important enough while at a larger scale the whole area reaches the required thresholds.

Finally, we highlighted that 49% of the Mediterranean Ramsar sites initially designated under criteria C5 or C6 did not meet them for wintering waterbirds during the study period (1991–2017). Several interpretations are possible, which do not necessarily indicate failures in Ramsar site conservation. First, IWC sites do not always fully overlap Ramsar sites. For example, several IWC sites may jointly cover one Ramsar site. Ideally, counts from different IWC sites should therefore be merged when assessing the performance of Ramsar sites. This is potentially difficult as surveys do not always cover each IWC site each year, meaning that data imputation would be needed to estimate bird abundance on a number of sites (Dakki et al. 2021). Second, some sites might have been designated not only for wintering waterbirds, but also for breeding birds or as important stop-overs during migration. Last, we cannot exclude that waterbird populations have indeed declined – due to local (e.g., site degradation) or external (e.g., species distribution change) factors – resulting in a genuine failure of Ramsar sites to meet the waterbird criteria. Additional analysis would be needed to distinguish between these possibilities. Otherwise, for degraded sites, the waterbird criteria thresholds could be used as targets to be reached following ecological restoration. In this respect, the United Nations has launched the UN Decade on Ecosystem Restoration (2021–2030) program (<https://www.decadeonrestoration.org/>) with the target of “preventing, halting and reversing the degradation of ecosystems worldwide”. Identification of degraded Ramsar sites no longer meeting waterbird criteria could be a gateway for future large-scale restoration projects of wetlands, in order to preserve their remaining waterbird populations (Cooke et al. 2019).

## Conservation priorities

Our study provided various useful results to prioritize conservation efforts in the Mediterranean region based on site importance for wintering waterbirds. Considering the high number of important sites highlighted in our study, we suggest four ranked steps to help policymakers and practitioners to prioritize new designation.

First, we identified 95 internationally important sites not currently Ramsar-designated but reaching C2, hosting in particular three species of conservation concern: *Oxyura leucocephala*, *Melanitta fusca* and *Marmonetta angustirostris*. Ramsar designation, and management plan implementation, may have a positive effect on wintering waterbirds populations (Kleijn et al. 2014; Gaget et al. 2020). Thus, the designation of all these critical wintering sites for those threatened species could be considered as a priority for species-specific conservation actions.

Second, the 32 very important sites reaching double the threshold for C2, C5 and/or C6 should be designated. These sites have—numerically—more importance than other ones and their conservation can benefit a larger number of birds.

Third, we also identified 95 internationally important sites not covered by any protection status (e.g., Nature Reserve, National Park, Natura 2000). Unprotected wetlands are

particularly exposed to habitat degradation and most likely to experience declines in waterbird populations (Gaget et al. 2020; Kleijn et al. 2014). These unprotected sites should also be considered for future designation, under the Ramsar Convention or any other protection status.

Fourth, coastal Mediterranean wetlands could be considered as higher conservation priorities in view of their greater vulnerability to climate change effects in addition to anthropogenic pressures (Satta et al. 2015; MWO 2018; Geijzendorffer et al. 2019). Our study identified 175 coastal wetland sites important for wintering waterbirds, 82 of which fall outside Ramsar sites; these latter sites may be considered as high priorities for designation. Here, we have defined coastal wetlands as wetlands located within 30 km of the coastline: a meaningful threshold based on the daily flight distances of non-breeding waterbirds (e.g. > 50 km for the Common pochard, *Aythya ferina*, Gourlay-Larour et al. 2012). This threshold also allows the inclusion of most of the major, intuitively coastal wetlands. However, we acknowledge that this threshold might locally lack biological support. A similar focus on other highly threatened habitats could complement our study, such as on floodplain and riparian habitats which have been also exposed to many pressures: damming, containment and channelization over the last centuries (Jiang et al. 2016; Li et al. 2015).

In addition to recommendations for an expansion of the Ramsar network, systematic management plan implementation and especially adaptive management plans (McClanahan et al. 2008; Polasky et al. 2011) are recommended to enhance Ramsar site conservation and enable better ecosystem resilience in front of climate warming, droughts, or sea level rise, among other climate change effects.

### **Limits in the implementation of the Ramsar convention**

The rapid decline of natural Mediterranean wetland surfaces and increase of anthropic pressures question whether the extent of the Ramsar network on wetlands of international importance would be sufficient (Finlayson 2012; MWO 2018). Furthermore, even Ramsar designated sites are not always better protected and conserved than non-designated ones. Measures under the Ramsar Convention are not legally binding, and numerous Ramsar sites lack any kind of management plan (Finlayson 2012; Xu et al. 2019; MWO 2018). Consequently, designation as a Ramsar site does not guarantee conservation success. For example, the Burdur Lake Ramsar Site in Turkey has suffered from drastic water level decrease and pollution that strongly degraded the habitats despite its Ramsar designation in 1994 (Adaman et al. 2009). Contracting parties are encouraged to improve surveys in order to identify threats and to implement management measures to limit ecosystem degradation or restore biodiversity (Acreman et al. 2020).

### **Importance of waterbird monitoring**

Our results show that the IWC data can be used to detect gaps in the Ramsar network and national protected area networks, but also suggest gaps in the IWC network itself. The IWC is one of the most widespread biodiversity monitoring programs, whose data on waterbird populations feed international agreements. It is a also remarkable source of information and tool for waterbird conservation. First, the IWC allows monitoring of changes in waterbird numbers and distribution, improves knowledge of little-known waterbird species and wetlands, and provides information on the conservation status of waterbird species (e.g.,

Dakki et al. 2016; Sayoud et al. 2017). Secondly, it helps to identify and monitor sites that qualify as Wetlands of International Importance under the Ramsar Convention on Wetlands (Delany 2005) and contributes to increase awareness of the importance of waterbirds and their wetland habitats at local, national and international level. The monitoring data collected during the IWC is incorporated into the AEWA Conservation Status Report on Migratory Waterbirds, promoting the establishment of urgently required conservation measures. The data collected through IWC are thus indispensable for Multilateral Environmental Agreements such as the Ramsar Convention on Wetlands and AEWA.

Despite their value, IWC data have been sparse and/or irregular during the last decades, particularly in the Maghreb and Middle-East, imposing limits on the present assessment. However, important efforts were developed in the recent years to improve waterbird surveys (Dakki et al. 2016; Sayoud et al. 2017), thanks to the rise of a Mediterranean Waterbird Network (<https://medwaterbirds.net/>). The list of the 1436 IWC sites identified as provisionally important could represent a roadmap for where to intensify and prioritize monitoring efforts for wintering waterbirds. We call for increased IWC monitoring efforts in countries with low IWC coverage/participation.

## Conclusion

Our analysis of the IWC and Ramsar site databases identified 161 to 1218 candidate Ramsar sites according to the Ramsar waterbird criteria (compared to the 420 existing Ramsar sites in MedWet countries). Seven sites, five in Turkey and two in France, are highlighted as particular priorities for designation as Ramsar sites, being very important for waterbirds but currently outside the Ramsar network. Coastal IWC sites are particularly important for waterbird populations in the MedWet countries, representing 51% of sites missing from the current Mediterranean Ramsar network. Our results likely underestimated the full gaps in the Mediterranean Ramsar network, because we only focused on waterbirds, in winter and only from the available information provided by the IWC. The scarcity of IWC data in Libya, Egypt and Middle East suggests that further unidentified gaps in the Mediterranean Ramsar network likely exist there, that would persist even if the potential new Ramsar sites we propose were designated. These gaps are likely to be highly detrimental to waterbirds at the flyway scale (Runge et al. 2015) and in the face of forthcoming impacts of climate change and other environmental pressures (Merken et al. 2015). The Mediterranean contracting parties to the Ramsar Convention should strongly consider extending the Ramsar network to incorporate some of the sites identified by our analysis, in order to strengthen waterbird conservation, and contribute to the achievement of the post-2020 global biodiversity targets that will be defined in 2021 and Sustainable Development Goal 15 (UNDP 2015).

**Supplementary Information** The online version contains supplementary material available at <https://doi.org/10.1007/s10531-021-02236-1>.

**Acknowledgements** We dedicate this study to Luc Hoffmann, one of the architects of the Ramsar Convention, a visionary scientist who dedicated its life to the waterbirds and wetlands conservation. We acknowledge the thousands of volunteers and professionals involved in waterbird counts, the International Waterbird Census (IWC) coordination and fieldwork units (Wetlands International, Tour du Valat, the National Agency for Wildlife and Hunting management (ONCFS), the French Agency for Biodiversity (OFB), the National schemes of the IWC North African network (GREPOM/BirdLife Morocco, Direction Générale des



Forêts (Algeria), AAO/BirdLife Tunisia, Libyan Society for Birds and the Egyptian Environmental Affairs agency (EEAA) for providing help to national coordinators, centralizing and managing data and making this research possible. This study was made possible thanks to the financial support from Total Foundation, MAVA Foundation, Prince Albert 2 of Monaco Foundation, the Ministry for Ecological Transition (France), the “Agence Française de Développement (AFD)” and the “Fonds Français pour l’Environnement Mondial (FFEM)”.

**Data availability** All the results per sites and species are available upon request to Thomas Galewski.

## References

- Acreman M, Hughes KA, Arthington AH, Tickner J D, Dueñas M (2020) Protected areas and freshwater biodiversity: a novel systematic review distills eight lessons for effective conservation. *Conserv Lett.* <https://doi.org/10.1111/conl.12684>
- Adaman F, Hakyemez S, Özkaynak B (2009) The political ecology of a Ramsar site conservation failure: the case of Burdur Lake, Turkey. *Eviron Plann C Gov Policy* 27:783–800. <https://doi.org/10.1068/c0840>
- Adhoobi ASA (2016) Influences on the successful implementation of the convention on wetlands of international importance (Ramsar) among member countries. Louisiana State University, Louisiana
- Amano T, Székely T, Sandel B, Nagy S, Mundkur T, Langendoen T, Blanco D, Soykan CU, Sutherland WJ (2018) Successful conservation of global waterbird populations depends on effective governance. *Nature* 553:199–202. <https://doi.org/10.1038/nature25139>
- Atmiş E (2018) A critical review of the (potentially) negative impacts of current protected area policies on the nature conservation of forests in Turkey. *Land Use Policy* 70:675–684. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.10.054>
- Baccetti N, Cherubini G, Serra L, Zenatello M (1995) Le zone umide italiane: dall’inventario alle azioni. In: Lambertini M, Casale F (eds) *La conservazione degli uccelli in Italia*. Bollettino Museo Storia Naturale della Lunigiana 9:167–172
- Balmford A (2005) Ecology: the convention on biological diversity’s 2010 target. *Science* 307:212–213. <https://doi.org/10.1126/science.1106281>
- Cherkaoui SI, Magri N, Hanane S (2016) Factors predicting Ramsar site occupancy by threatened waterfowl: the case of the marbled teal *Marmaronetta angustirostris* and ferruginous duck *Aythya nyroca* in morocco. *Ardeola* 63:295–309. <https://doi.org/10.13157/arla.63.2.2016.ra5>
- Coad L, Watson JE, Geldmann J, Burgess ND, Leverington F, Hockings M, Knights K, Di Marco M (2019) Widespread shortfalls in protected area resourcing undermine efforts to conserve biodiversity. *Front Ecol Environ* 17:259–264. <https://doi.org/10.1002/fee.2042>
- Cooke RS, Eigenbrod F, Bates AE (2019) Projected losses of global mammal and bird ecological strategies. *Nat Commun* 10(1):1–8. <https://doi.org/10.1038/s41467-019-10284-z>
- Convention on Biological Diversity (2013) Quick guides to the Aichi Biodiversity Targets. Version 2. Available at <https://www.cbd.int/doc/strategic-plan/targets/compilation-quick-guide-en.pdf>
- Critical Ecosystem Partnership Fund (2017) Ecosystem Profile - Mediterranean Basin Biodiversity Hotspot. Extended Technical Summary. Available at <https://www.cepf.net/sites/default/files/mediterranean-basin-2017-ecosystem-profile-summary-english.pdf>
- Crivelli AJ, Nazirides T, Jerrentrup H (1996) Action plan for the pygmy cormorant (*Phalacrocorax pygmeus*) in 572 Europe. Available at [https://ec.europa.eu/environment/nature/conservation/wildbirds/action\\_plans/docs/phalacrocorax\\_pygmeus.pdf](https://ec.europa.eu/environment/nature/conservation/wildbirds/action_plans/docs/phalacrocorax_pygmeus.pdf)
- Cuttelod A, Garcia N, Malak DA, Temple HJ, Katariya V (2009) The Mediterranean: a biodiversity hotspot under threat. *Wildlife in a changing world - An analysis of the 2008 IUCN Red List of Threatened Species.* <https://portals.iucn.org/library/efiles/documents/RL-2009-001.pdf>
- Dakki M, El Agbani MA, Qinba A (2011) Zones humides du Maroc inscrites jusqu’en 2005 sur la Liste de la Convention de Ramsar. Sér. Générale No. 7. *Trav Inst Sci, Rabat.* <https://www.worldcat.org/title/zones-humides-du-maroc-inscrites-jusqu'en-2005-sur-la-liste-de-la-convention-de-ramsar/oclc/864513463>
- Dakki M, Menioui M, Amhaouch Z (2016) Stratégie Nationale et plan d’action 2015–2024 pour les Zones Humides du Maroc. HCEFLCD/DLG/GIZ. [https://medwet.org/wp-content/uploads/2017/03/strategie-nationale\\_-ZH\\_Maroc.pdf](https://medwet.org/wp-content/uploads/2017/03/strategie-nationale_-ZH_Maroc.pdf)
- Dakki M, Robin G, Suet M, Qinba A, El Agbani MA, Ouassou A, El Hamoumi R, Azafzaf H, Rebah S, Feltrup-Azafzaf C, Hamouda N, Ibrahim WAL, Asran HH, Elhady AA, Ibrahim H, Etayeb K, Bouras



- E, Saïed A, Glidan A, Habib BM, Sayoud MS, Bendjedda N, Dami L, Deschamps C, Gaget E, Mondain-Monval J, Defos du Rau P (2021) Imputation of incomplete large-scale monitoring count data via penalized estimation. *Methods Ecol Evol*. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13594>
- Dakki M, Qninba A, El Agbani MA, Benhoussa A, Beaubrun PC (2001) Waders wintering in Morocco: national population estimates, trends and site-assessments. *Wader Study Group Bull* 96:47–59
- Davidson NC (2014) How much wetland has the world lost? Long-term and recent trends in global wetland area. *Mar Freshw Res* 65:934–941. <https://doi.org/10.1071/MF14173>
- Davidson NC, Stroud DA (2016) Waterbird flyways and history of international cooperation for waterbird conservation. In: Finlayson CM, Everard M, Irvine K, McInnes RJ, Middleton BA, van Dam AA, Davidson NC (eds) *The Wetland Book*. Springer Netherlands, Dordrecht, pp 1–8. [https://doi.org/10.1007/978-94-007-6172-8\\_104-1](https://doi.org/10.1007/978-94-007-6172-8_104-1)
- Delany S (2005) Guidelines for participants in the International waterbird census (IWC). *Wetlands International*. <https://cdnfiles1.biolovision.net/franche-comte.lpo.fr/userfiles/observer/Wetlands/GuidelinesforparticipantsIWC.pdf>. Accessed 09 July 2020
- Diaz J, Linares C, Negev M, Sanchez Martinez G (2020) Climate and environmental change in the Mediterranean basin - current situation and risks for the future. First Mediterranean Assessment Report, Union for the Mediterranean, Plan Bleu, UNEP/MAP, Marseille, France, 21. [https://backend.orbit.dtu.dk/ws/portalfiles/portal/235305560/MedECC\\_MAR1\\_5\\_2\\_Health.pdf](https://backend.orbit.dtu.dk/ws/portalfiles/portal/235305560/MedECC_MAR1_5_2_Health.pdf)
- Dimitrov M, Michev T, Profirov L, Nyagolov K (2005) Waterbirds of bourgas wetlands: results and evaluation of the monthly waterbirds monitoring 1996–2002. Bulgarian Biodiversity Foundation and Publ. House Pensoft, Sofia. ISBN: 954-642-236-3
- EGA–RAC/SPA Waterbird Census Team (2012) Atlas of Wintering Waterbirds of Libya, 2005–2010. Tunis: Imprimerie COTIM. Available at <https://portals.iucn.org/library/node/29081>
- El Agbani MA, Dakki M, Beaubrun PC, Thévenot M (1996) L'hivernage des Anatidés (Anatidae) au Maroc (1990–1994). *Gibier Faune Sauvage* 13:233–249
- Finlayson MC (2012) Forty years of wetland conservation and wise use: editorial. *Aquat Conserv Mar Freshwat Ecosyst* 22:139–143. <https://doi.org/10.1002/aqc.2233>
- Gaget E, Le Viol I, Pavón-Jordán D, Cazalis V, Kerbirou C, Jiguet F, Popoff N, Dami L, Mondain-Monval J-Y, Defos du Rau P, Abdou WAI, Bozic L, Dakki M, Encarnação VMF, Erciyas-Yavuz K, Etayeb KS, Molina B, Petkov N, Uzunova D, Zenatello M, Galewski T (2020) Assessing the effectiveness of the Ramsar convention in preserving wintering waterbirds in the Mediterranean. *Biol Cons* 243:108485. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108485>
- Gardner RC, Barchiesi S, Beltrame C, Finlayson C, Galewski T, Harrison I, Paganini M, Perennou C, Pritchard D, Rosenqvist A, Walpole M (2015) State of the world's wetlands and their services to people: a compilation of recent analyses (March 31, 2015). Ramsar Convention Secretariat, Gland
- Geijzendorffer IR, Beltrame C, Chazee L, Gaget E, Galewski T, Guelmami A, Perennou C, Popoff N, Guerra CA, Leberger R, Jalbert J, Grillas P (2019) A more effective Ramsar convention for the conservation of Mediterranean wetlands. *Front Ecol Evol* 7:1–6. <https://doi.org/10.3389/fevo.2019.00021>
- Gourlay-Larour ML, Schricke V, Sorin C, L'Hostis M, Caizergues A (2012) Movements of wintering diving ducks: new insights from nasal saddled individuals. *Bird Study* 59(3):266–278. <https://doi.org/10.1080/00063657.2012.697867>
- Hamza F (2020) How habitat features and human activities shape occurrence of the declining Eurasian oystercatcher *Haematopus ostralegus* on a Mediterranean coastline. *Ardeola* 67:269–284
- IUCN (2021) The IUCN red list of threatened species. Version 2020-3. <https://www.iucnredlist.org>. Accessed 10 March 2021.
- Jiang H, Wen Y, Zou L, Wang Z, He C, Zou C (2016) The effects of a wetland restoration project on the Siberian crane (*Grus leucogeranus*) population and stopover habitat in Momohe National Nature Reserve, China. *Ecol Eng* 96:170–177. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.01.016>
- Kirby JS, Stattersfield AJ, Butchart SHM, Evans MI, Grimmett RFA, Jones VR, O'Sullivan J, Tucker GM, Newton I (2008) Key conservation issues for migratory land- and waterbird species on the world's major flyways. *Bird Conserv Int* 18:49–73. <https://doi.org/10.1017/S0959270908000439>
- Kleijn D, Cherkouki I, Goedhart PW, Van der Hout J, Lammertsma D (2014) Waterbirds increase more rapidly in Ramsar-designated wetlands than in unprotected wetlands. *J Appl Ecol* 51:289–298. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12193>
- Langeveld MJ, Grimmett RFA (1990) Important bird areas in Europe: wetlands for the shadow list of Ramsar sites. International Council for Bird Preservation, Cambridge, U.K.
- Lefebvre G, Redmond L, Germain C, Palazzi E, Terzago S, Willm L, Poulin B (2019) Predicting the vulnerability of seasonally-flooded wetlands to climate change across the Mediterranean basin. *Sci Total Environ* 692:546–555. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.263>

- Li C, Zhou L, Xu L, Zhao N, Beauchamp G (2015) Vigilance and activity time-budget adjustments of wintering hooded cranes, *Grus monacha*, in human-dominated foraging habitats. PLoS ONE 10:e0118928. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0118928>
- McClanahan TR, Cinner JE, Maina J, Graham NAJ, Daw TM, Stead SM, Wamukota A, Brown K, Ateweberhan M, Venus V, Polunin NVC (2008) Conservation action in a changing climate: conservation action in a changing climate. *Conserv Lett* 1:53–59. [https://doi.org/10.1111/j.1755-263X.2008.00008\\_1.x](https://doi.org/10.1111/j.1755-263X.2008.00008_1.x)
- Mediterranean Wetlands Observatory (MWO) (2018) MWO2: Mediterranean wetlands outlook 2. Tour du Valat, France
- Merken R, Deboelpaep E, Teunen J, Saura S, Koedam N (2015) Wetland suitability and connectivity for trans-Saharan migratory waterbirds. PLoS ONE 10:e0135445. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0135445>
- Mittermeier RA, Turner WR, Larsen FW, Brooks TM, Gascon C (2011) Global biodiversity conservation: the critical role of hotspots. In: Zachos FE, Habel JC (eds) Springer Publishers. London
- Petkov N, Illiev M (2015) Results of the monitoring of wintering geese in coastal dobrudzha in the period 2010–2015. BSPB/BirdLife Bulgaria
- Polasky S, Carpenter SR, Folke C, Keeler B (2011) Decision-making under great uncertainty: environmental management in an era of global change. *Trends Ecol Evol* 26:398–404. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2011.04.007>
- Ramírez F, Rodríguez C, Seoane J, Figuerola J, Bustamante J (2018) How will climate change affect endangered Mediterranean waterbirds? PLoS ONE 13:e0192702. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0192702>
- Ramsar Convention Secretariat (2016) An introduction to the Ramsar convention on wetlands, 7th ed. (previously The Ramsar Convention Manual). Ramsar Convention Secretariat, Gland, Switzerland
- Ramsar Convention Secretariat (2018) COP11 Resolution XI.8, Annex 2 (Rev. COP13). Available at [https://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/library/cop11-res08-e-anx2\\_revcp13.pdf](https://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/library/cop11-res08-e-anx2_revcp13.pdf). Accessed 4 March 2021
- Ramsar Convention on Wetlands (2010) Wise use of wetlands: concepts and approaches for the wise use of wetlands. Ramsar handbooks for the wise use of wetlands, 4th edition, vol. 1. Ramsar Convention Secretariat, Gland, Switzerland. Available at <https://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/library/hbk4-01.pdf>
- Rodrigues ASL, Akçakaya HR, Andelman SJ, Bakarr MI, Boitani L, Brooks TM, Chanson JS, Fishpool LDC, Da Fonseca GAB, Gaston KJ, Hoffmann M, Marquet PA, Pilgrim JD, Pressey RL, Schipper J, Sechrest W, Stuart SN, Underhill LG, Waller RW, Watts MEJ, Yan X (2004a) Global gap analysis: priority regions for expanding the global protected-area network. *Bioscience* 54:1092–1100. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2004\)054\[1092:GGAPRF\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2004)054[1092:GGAPRF]2.0.CO;2)
- Rodrigues ASL, Andelman SJ, Bakarr MI, Boitani L, Brooks TM, Cowling RM, Fishpool LDC, da Fonseca GAB, Gaston KJ, Hoffmann M, Long JS, Marquet PA, Pilgrim JD, Pressey RL, Schipper J, Sechrest W, Stuart SN, Underhill LG, Waller RW, Watts MEJ, Yan X (2004b) Effectiveness of the global protected area network in representing species diversity. *Nature* 428:640–643. <https://doi.org/10.1038/nature02422>
- Runge CA, Watson JEM, Butchart SHM, Hanson JO, Possingham HP, Fuller RA (2015) Protected areas and global conservation of migratory birds. *Science*. <https://doi.org/10.1126/science.aac9180>
- Satta A, Venturini S, Puddu M, Firth J, Lafitte A (2015) Strengthening the knowledge base on regional climate variability and change - application of a multi-scale coastal risk index at regional and local scale in the Mediterranean. Technical Report. Plan bleu. <https://planbleu.org/en/publications/strengthening-the-knowledge-base-on-regional-climate-variability-and-change-application-of-a-multi-scale-coastal-risk-index-at-regional-and-local-scale-in-the-mediterranean/>
- Sayoud MS, Salmi H, Chalabi B, Allali A, Dakki M, Qninba A, El Agbani MA, Azafzaf H, Feltrup- Azafzaf C, Dlensi H, Hamouda N, Abdel Latif Ibrahim W, Asran H, Abu Elnoor A, Ibrahim H, Etayeb K, Bouras E, Bashaimam W, Berbash A, Deschamps C, Mondain-Monval J-Y, Brochet AL, Véran S, Defos du Rau P (2017) The first coordinated trans-North African mid-winter waterbird census: the contribution of the international waterbird census to the conservation of waterbirds and wetlands at a biogeographical level. *Biol Cons* 206:11–20. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.12.005>
- Scott JM, Davis F, Csuti B, Noss R, Butterfield B, Groves C, Anderson H, Caicco S, D'Erchia F, Edwards TC, Ulliman J, Wright RG (1993) Gap analysis: a geographic approach to protection of biological diversity. *Wildl Monogr* 40:3–41
- Şekercioğlu ÇH, Anderson S, Akçay E, Bilgin R, Can ÖE, Semiz G, Tavşanoğlu Ç, Yokeş MB, Soyumert A, İpekdal K, Sağlam İK, Yücel M, Nüzhet Dalfes H (2011) Turkey's globally important biodiversity in crisis. *Biol Cons* 144:2752–2769. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.06.025>

- Selman P (2009) Conservation designations—Are they fit for purpose in the 21st century? *Land Use Policy* 26:142–153. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2009.08.005>
- Simberloff D (1998) Flagships, umbrellas, and key-stones: is single-species management passé in the landscape era? *Biol Cons* 83:247–257. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(97\)00081-5](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(97)00081-5)
- Smart M, Viñals JM (2004) The Lagoon of Venice as a Ramsar site. Provincia di Venezia. Available at <https://www.ramsar.org/news/the-lagoon-of-venice-as-a-ramsar-site>
- Tamiser A (1978) The functional units of wintering ducks: a spatial integration of their com fort and feeding requirem ents. *Verh Orn Ges Bayern* 23:229–238
- Taylor NG, Grillas P, Al Hreisha H, Balkız O, Boriel M, Boutron O, Catita A, Champagno J, Cherif S, Çiçek K, Costa LT, Dakki M, Fois M, Galewski T, Galli A, Georgiadis NM, Green AJ, Hermoso V, Kapedani R, Lange MA, Mateljak Z, Osta M, Papastergiadou E, Papazoglou C, Sabater S, Samraoui B, Samraoui F, Si Bachir A, Tankovic E, Thévenet M, Troya A, Sutherland WJ (2021) The future for Mediterranean wetlands: 50 key issues and 50 important conservation research questions. *Reg Environ Change* 21:33. <https://doi.org/10.1007/s10113-020-01743-1>
- UNDP (2015) Sustainable development goals. Available at [https://www.undp.org/content/dam/undp/library/corporate/brochure/SDGs\\_Booklet\\_Web\\_En.pdf](https://www.undp.org/content/dam/undp/library/corporate/brochure/SDGs_Booklet_Web_En.pdf). Accessed 10 August 2020
- Xu T, Weng B, Yan D, Wang K, Li X, Bi W, Li M, Cheng X, Liu Y (2019) Wetlands of international importance: status, threats, and future protection. *Int J Environ Res Public Health* 16:1818. <https://doi.org/10.3390/ijerph16101818>
- Zedler JB, Kercher S (2005) Wetland resources: status, trends, ecosystem services, and restorability. *Annu Rev Environ Resour* 30:39–74. <https://doi.org/10.1146/annurev.energy.30.050504.144248>
- Zenatello M, Baccetti N, Borghesi F (2014) Risultati dei censimenti degli uccelli acquatici svernanti in Italia. Distribuzione, stima e trend delle popolazioni nel 2001-2010. ISPRA, Serie Rapporti, 206/2014. Available at [https://www.isprambiente.gov.it/files/pubblicazioni/rapporti/R\\_206\\_14\\_Uccelli\\_acquatici\\_svernanti\\_def.pdf](https://www.isprambiente.gov.it/files/pubblicazioni/rapporti/R_206_14_Uccelli_acquatici_svernanti_def.pdf)
- Zimmerer KS, Galt RE, Buck MV (2004) Globalization and multi-spatial trends in the coverage of protected-area conservation (1980–2000). *AMBIO: J Human Environ* 33:520–529. <https://doi.org/10.1579/0044-7447-33.8.520>

**Publisher's Note** Springer Nature remains neutral with regard to jurisdictional claims in published maps and institutional affiliations.

## Authors and Affiliations

Nadège Popoff<sup>1,2</sup>  · Elie Gaget<sup>2,3,4</sup> · Arnaud Béchet<sup>2</sup> · Laura Dami<sup>2</sup> · Pierre Defos du Rau<sup>5</sup> · Ilse Geijzendorffer<sup>2</sup> · Anis Guelmami<sup>2</sup> · Jean-Yves Mondain-Monval<sup>5</sup> · Christian Perennou<sup>2</sup> · Marie Suet<sup>2,5</sup> · Fabien Verniest<sup>2,3</sup> · Clémence Deschamps<sup>2</sup> · Nigel G. Taylor<sup>2</sup> · Hichem Azafzaf<sup>6</sup> · Nadjiba Bendjedda<sup>7</sup> · Taulant Bin<sup>8</sup> · John J. Borg<sup>9</sup> · Luka Božič<sup>10</sup> · Mohamed Dakki<sup>11</sup> · Vitor Encarnação<sup>12</sup> · Kiraz Erciyas-Yavuz<sup>13</sup> · Khaled Etayeb<sup>14</sup> · Clemence Gaudard<sup>15</sup> · Ohad Hatzofe<sup>16</sup> · Tom Langendoen<sup>17</sup> · Christina Ieronymidou<sup>18</sup> · Tibor Mikuska<sup>19</sup> · Blas Molina<sup>20</sup> · Nicky Petkov<sup>21</sup> · Danae Portolou<sup>22</sup> · Tareq Qaneer<sup>23</sup> · Samir Sayoud<sup>7</sup> · Marko Šćiban<sup>24</sup> · Goran Topić<sup>25</sup> · Danka Uzunova<sup>26</sup> · Gal Vine<sup>23</sup> · Andrej Vizi<sup>27</sup> · Marco Zenatello<sup>28</sup>  · Wed Abdou<sup>29</sup> · Thomas Galewski<sup>2</sup>

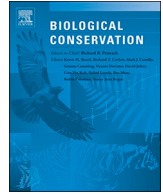
✉ Nadège Popoff  
nadege.popoff@inrae.fr

<sup>1</sup> Univ. Grenoble Alpes, INRAE, LESSEM, 38402 St-Martin-d'Hères, France

<sup>2</sup> Tour du Valat, Institut de recherche pour la conservation des zones humides méditerranéennes, le Sambuc, 13200 Arles, France

<sup>3</sup> Centre d'Ecologie et des Sciences de la Conservation (CESCO UMR 7204), Sorbonne Université, MNHN, 75005 Paris, France

- 4 International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA), 2361 Laxenburg, Austria
- 5 Office Français de la Biodiversité, Unité Avifaune Migratrice, Arles, France
- 6 Association “Les Amis des Oiseaux” (AAO/BirdLife en Tunisie), 14, Rue Ibn El Heni, 2ème étage – Bureau N° 4, 2080 Ariana, Tunisia
- 7 Direction Générale des Forêts, Ben Aknoun, Alger, Algérie
- 8 Albanian Ornithological Society, “Ymer Kurti”, Olympia Center, No. 24, 1001 Tirana, Albania
- 9 National Museum of Natural History, Vilhena Palace, Mdina MDN1011, Malta
- 10 Društvo za Opazovanje in proučevanje Ptice Slovenije (DOPPS), Tržaška cesta 2, 1000 Ljubljana, Slovenia
- 11 Scientific Institute, Mohammed V University of Rabat, Av. Ibn Battota, 10106 Rabat-Agdal, Morocco
- 12 Centro de Estudos de Migrações e Proteção de Aves (CEMPA), Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas, IP (ICNF), Lisboa, Portugal
- 13 Ornithological Research Center, Ondokuz Mayıs University, 55139 Samsun, Turkey
- 14 Zoology Department, Faculty of Science, the University of Tripoli, Alfornej, P.O.Box 13227, Tripoli, Libya
- 15 LPO-BirdLife France, Fonderies Royales, Rochefort Cedex, France
- 16 Israel Nature and Parks Authority Headquarters Am V’Olamó 3, 95463 Jerusalem, Israel
- 17 Wetlands International, Ede, The Netherlands
- 18 BirdLife Cyprus, P.O. Box 12026, 2340 Nicosia, Cyprus
- 19 Croatian Society for Bird and Nature Protection, Osijek, Croatia
- 20 Sociedad Española de Ornitología (SEO/BirdLife), Madrid, Spain
- 21 Bulgarian Society for the Protection of Birds, P.O. Box 50, 1111 Sofia, Bulgaria
- 22 Hellenic Ornithological Society, Themistokleous str. 80, 10681 Athens, Greece
- 23 The Royal Society for the Conservation of Nature (RSCN), P.O. Box 1215, Jubaiha 11941, Jordan
- 24 Bird Protection and Study Society of Serbia, Vladike Ćirića 24/19, 21000 Novi Sad, Srbija Makedonska 4, 11000 Beograd, Serbia
- 25 Nase Ptice Ornithological Society, Sarajevo, Bosnia and Herzegovina
- 26 Macedonian Ecological Society, Boris Trajkovski st.7 No.9A, Skopje, Macedonia
- 27 History Museum of Montenegro, Trg Vojvode Bećir-bega Osmanagića 16, Podgorica, Montenegro
- 28 Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA), Ozzano dell’Emilia, Italy
- 29 Egyptian Environmental Affairs Agency, 30 Misr/Helwan Road, El Maadi Helwan 11728, Egypt



## Assessing the effectiveness of the Ramsar Convention in preserving wintering waterbirds in the Mediterranean<sup>☆</sup>

E. Gaget<sup>a,b,\*</sup>, I. Le Viol<sup>b</sup>, D. Pavón-Jordán<sup>c</sup>, V. Cazalis<sup>d</sup>, C. Kerbirou<sup>b</sup>, F. Jiguet<sup>f</sup>, N. Popoff<sup>a</sup>, L. Dami<sup>a</sup>, J.Y. Mondain-Monval<sup>e</sup>, P. Defos du Rau<sup>e</sup>, W.A.I. Abdou<sup>g</sup>, L. Bozic<sup>h</sup>, M. Dakki<sup>i</sup>, V.M.F. Encarnação<sup>j</sup>, K. Erciyas-Yavuz<sup>k</sup>, K.S. Etayeb<sup>l</sup>, B. Molina<sup>m</sup>, N. Petkov<sup>n</sup>, D. Uzunova<sup>o</sup>, M. Zenatello<sup>p</sup>, T. Galewski<sup>a</sup>

<sup>a</sup> Institut de recherche pour la conservation des zones humides méditerranéennes, Tour du Valat, le Sambuc, 13200 Arles, France

<sup>b</sup> Centre d'Ecologie et des Sciences de la Conservation (CESCO), Muséum national d'Histoire naturelle, Centre National de la Recherche Scientifique, Sorbonne Université, station marine, 1 place de la croix, 29900 Concarneau, France

<sup>c</sup> Norwegian Institute for Nature Research (NINA), Dept. of Terrestrial Ecology, P.O. Box 5685, Trondheim, Norway

<sup>d</sup> Centre d'Ecologie Fonctionnelle et Evolutive, CEFE UMR 5175 – Univ. Montpellier – CNRS – Univ. Paul Valéry Montpellier – EPHE, 1919 route de Mende, 34293 Montpellier Cedex, France

<sup>e</sup> Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage, Unité Avifaune Migratrice, Le Sambuc, 13200 Arles, France

<sup>f</sup> Centre d'Ecologie et des Sciences de la Conservation (CESCO), Muséum national d'Histoire naturelle, Centre National de la Recherche Scientifique, Sorbonne Université, CP 135, 57 rue Cuvier, 75005 Paris, France

<sup>g</sup> Egyptian Environment Affairs Agency, Nature Conservation Sector, 30 Misr Helwan ELZyrae, Rd, Maadi, Cairo, Egypt

<sup>h</sup> DOPPS - BirdLife Slovenia, Kamenskova ulica 18, SI-2000 Maribor, Slovenia

<sup>i</sup> Scientific Institute, Mohammed V University of Rabat, Av. Ibn Battouta, 10106 Rabat-Agdal, Morocco

<sup>j</sup> Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas, IP (ICNF), Centro de Estudos de Migrações e Proteção de Aves (CEMPA), Lisboa, Portugal

<sup>k</sup> Ornithological Research Center, Ondokuz Mayıs University, 55139 Atakum, Samsun, Turkey

<sup>l</sup> The University of Tripoli, Faculty of Science, Zoology Department, P.O. Box: 13227, Alforanag, Tripoli, Libya

<sup>m</sup> Bird Monitorin Unit, SEO/BirdLife, C/Melquiades Biencinto, 34, 28053 Madrid, Spain

<sup>n</sup> Bulgarian Society for the Protection of Birds, PO Box 50, BG-1111 Sofia, Bulgaria

<sup>o</sup> Macedonian Ecological Society, Arhimedova 5, 1000 Skopje, Macedonia

<sup>p</sup> Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA), via Ca' Fornacetta 9, I-40064 Ozzano Emilia BO, Italy

### ARTICLE INFO

#### Keywords:

Conservation measures  
International conventions  
Protected areas  
Protection status  
Monitoring  
Wetlands

### ABSTRACT

Although biological conservation is based on international agreements, its effectiveness depends on how countries implement such recommendations as effective conservation tools. The Ramsar Convention is the oldest international treaty for wetland and waterbird conservation, establishing the world's largest network of protected areas. However, since it does not constitute any binding measure, its effectiveness in protecting wintering waterbird populations at an international scale has been questioned. Here, we use long-term (1991–2012) count data to assess the effectiveness of the Ramsar Convention in the Mediterranean Basin. We compared abundance and temporal trends of 114 waterbird species between 251 Ramsar wetlands and 3486 non-Ramsar wetlands. We found that the Ramsar network is critical for wintering waterbirds, concentrating nearly half of all waterbirds counted in the Mediterranean Basin in only 7% of monitored wetlands. Waterbird trends followed a northwest-southeast gradient, with a population decrease in the East. A significant and positive Ramsar effect on population trends was only found for the species of higher conservation concern in the Maghreb, particularly when a management plan was implemented. The Ramsar Convention was previously used on very important wetlands for waterbirds in Southern Europe, but is now an underused conservation tool. Our study suggests weaknesses in the use of Ramsar as an effective conservation tool in most of the Mediterranean Basin. However, the Ramsar Convention effectiveness to enhance waterbird populations in the Maghreb should encourage strengthening the Ramsar Convention. It should be done particularly in countries with limited environmental agreements and by systematic implementation of management plans.

<sup>☆</sup> Funding: This study was funded by the Foundation Tour du Valat, Fondation Prince Albert II de Monaco, Foundation Total, the French Ministry of “Ministère de la Transition écologique et Solidaire” and the MNHN 227 doctoral school.

\* Corresponding author at: Tour du Valat, Arles 13200, France.

E-mail address: [gaget@tourduvalat.org](mailto:gaget@tourduvalat.org) (E. Gaget).

*Article impact statement:* Identification of the regional disparities in the Ramsar Convention effectiveness to enhance waterbird populations across the Mediterranean Basin.

## 1. Introduction

Protected areas are the cornerstone of biodiversity conservation aiming to preserve nature from anthropogenic threats (Margules and Pressey, 2000; Godet and Devictor, 2018). In 2018, the coverage of the overall network of protected areas reached 14.9% of world's land surface (UNEP et al., 2018), close to the 17% established in the Aichi Targets to reduce biodiversity loss before 2020 (CBD 2010). However, the increase in terrestrial protected areas did not halt overall biodiversity declines over the last decades, potentially, among other factors, because of the insufficient proportion of protected surface (Rodrigues et al., 2004; Pouzols et al., 2014), the poor coherence of the global network (Virkkala and Rajasärkkä, 2007; Gardner et al., 2015), and the lack of targeted and adaptive management (Leverington et al., 2010; Alagador et al., 2014). In this context, measuring the direct effect of protected areas on animal populations is of main importance (Devictor et al., 2007; Cazalis et al., 2019).

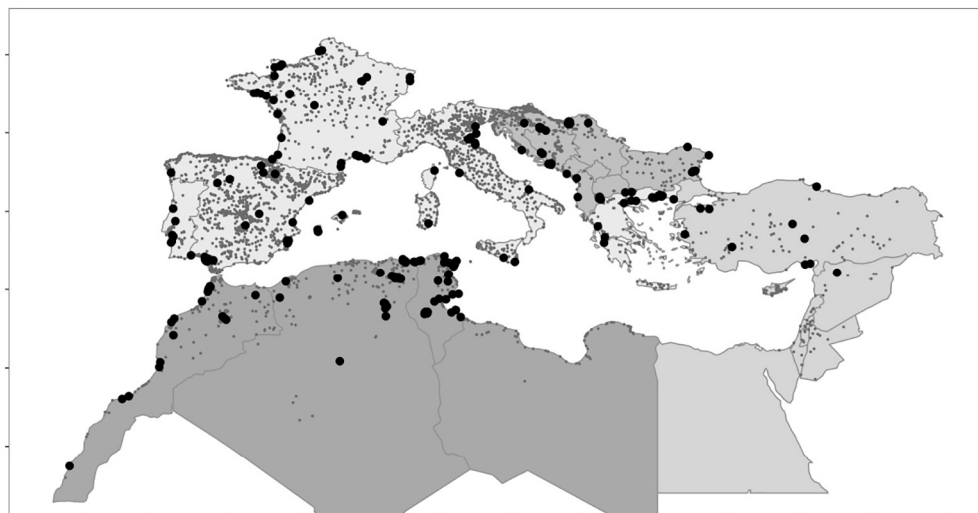
The Ramsar Convention (1971) established the world's largest network of protected areas focusing on wetland biodiversity conservation. Wetlands are recognized as internationally important for waterbirds if they regularly support at least 1% of the flyway population of at least one waterbird species and/or at least 20,000 waterbirds. Historically, these criteria were mainly used to quickly identify the most important sites that needed protection, due to the worrying conservation status of waterbirds (Gardner and Davidson, 2011). The strategy was to maximize the protection of a small amount of very important sites against local and global threats (Finlayson et al., 2018), expecting that these islets of protection will be sufficient even for migratory species, such as waterbirds. Because of the great biological importance of these sites, several protection statuses may overlap them, strengthening their protection. Locally, waterbirds have been shown to increase more rapidly in Ramsar designated wetlands than in unprotected wetlands (e.g., Kleijn et al., 2014). Currently, like other environmental conventions (Gamero et al., 2017), the Ramsar Convention is expected to deliver greater benefits for species of higher conservation concern, which are specifically targeted by conservation efforts (Koleček et al., 2014). However, as stressed by Finlayson et al. (2018) in the Second Warning to Humanity for Wetland Management and Policy, international assessments of the Ramsar Convention effectiveness are still scarce.

The Ramsar Convention's main conservation tool is the

implementation of management plans in Ramsar sites (Hettiarachchi et al., 2015). Such management plans provide guidelines to the stakeholders (Billgren and Holmén, 2008) based on assessments of the ecological characteristics of each Ramsar site and the socio-economical features of the region, for maintaining the ecological functions of wetlands and protect them against loss and degradation (Davidson 2016). However, the Ramsar Convention is not necessarily supported by legal regulations nor accompanied by binding measures, meaning that conservation effectiveness may depend on the country's governance (Leverington et al., 2010; Amano et al., 2018).

The Mediterranean Basin is the place of origin of the Ramsar Convention, where wetland biodiversity face heavy pressures in a heterogeneous panel of country's governance (MWO, 2018). Despite the general awareness of the importance of wetland conservation and the Ramsar Convention, environmental care strongly differs between Mediterranean countries by a North-Western/South-Eastern gradient (Kark et al., 2009; Fosse et al., 2016; UNEP et al., 2018; Saura et al., 2017), notably through the ratification of international environmental agreements (Table S1). These contrasted geo-political governances constitute four categories (MWO, 2018), which contribute to differences in the application of wetland conservation agreements within the region (see Amano et al., 2018). Southern European (Western) countries are old European Union (EU) Member States with long-standing environmental governance. During the expansion of the EU towards Eastern Europe, the Balkan countries - most of which are to date not included in the EU - have also reinforced and implemented new environmental laws (Koschová et al., 2018). In recent decades, the environmental concern in the Maghreb has increased, notably for wetland ecosystems with the establishment of National Wetland Strategies (CEPF, 2017). In the Middle-East, the environmental legislation differs between countries, but in general, environmental concern remains relatively low (e.g., low achievement of Sustainable Development Goals, particularly on the environmental issues, Sachs et al., 2017) for economic reasons and sometimes political instabilities.

This article presents the first international assessment of the effectiveness of the Ramsar Convention in conserving wintering waterbirds in the Mediterranean Basin, using data from the International Waterbird Census (IWC). We compared the impact of Ramsar wetland protection on waterbird populations of species of higher and least conservation concern, listed in the Appendix II and III of the Bern



**Fig. 1.** Study region divided in four geopolitical sub-regions, Southern Europe (light grey), Maghreb (dark grey), Balkans (medium dark grey) and Middle East (medium light grey). Sites monitored for their waterbirds are represented by small grey (Non-Ramsar sites) and large black (Ramsar sites) dots. Ramsar sites are only those with waterbird criteria (see [Material and methods](#)).



Convention respectively, for each of the four Mediterranean geo-political sub-regions (Fig. 1). The Bern Convention is one of the main international conservation policies operating in the Mediterranean Basin, establishing species protection status and conservation priorities which are expected efficient for the targeted species like the higher conservation concern species (Gaget et al., 2018). For those species, such conservation measures likely enhance their population trend in the climate warming context, particularly in the Southern Europe and in the Balkan (Gaget et al., 2018). First, we investigate the importance of the Ramsar site designation for waterbirds by comparing waterbird abundance (i.e., population state), and the Ramsar effectiveness to conserve waterbird populations by comparing trends in abundance (i.e., population dynamics) between Ramsar and non-Ramsar sites. Because of the predominance of the bird criteria in their designation process, we expect higher waterbird abundance and if the designation translates in enhanced conservation, more positive (or less negative) trends in Ramsar than in non-Ramsar sites. Moreover, we expect more favourable trends in the Southern Europe sub-region due to generally greater environmental concern, particularly for species of higher conservation concern. Second, we investigate the importance of the implementation of Ramsar management plans by assessing differences of waterbird abundance and trends as a function of such implementations within Ramsar sites, controlling for the time since designation. We hypothesize that when the Ramsar effectiveness is observed, the management plan implementation will provide even more positive population trends, especially for species of higher conservation concern.

## 2. Material and methods

### 2.1. Study region

The study region covers 24 countries in the Mediterranean Basin, all of which are members of the Ramsar regional initiative for Mediterranean wetlands (Medwet; Fig. 1). We divided the region into four sub-regions based on geo-political context (Table S1, MWO, 2018): Southern Europe (i.e., joined EU before 1990; France, Greece, Italy, Portugal and Spain), Maghreb (Algeria, Libya, Morocco and Tunisia), Balkans (Albania, Bosnia & Herzegovina, Bulgaria, Croatia, Macedonia, Montenegro, Serbia and Slovenia) and Middle East (Cyprus, Egypt, Israel, Jordan, Lebanon, Turkey and Syria).

### 2.2. Waterbird monitoring

We used data from one of the oldest international monitoring programs, the International Waterbird Census (IWC), which proved to be useful to measure the effectiveness of international conservation strategies (Johnston et al., 2013; Pavón-Jordán et al., 2015; Amano et al., 2018; Gaget et al., 2018). Data on wintering waterbirds are site-specific annual counts performed by skilled volunteers or professional ornithologists, coordinated by Wetlands International (Delany, 2010). The IWC aims to evaluate the size and trends of waterbird populations (e.g., Conservation Status Reports for the African-Eurasian Waterbird Agreement, [wpe.wetlands.org/](http://wpe.wetlands.org/)). One counting session per year per wetland is conducted in mid-January, i.e., during the non-breeding season. Because of lack of human, financial or logistical support, not all wetlands are surveyed every year (Fig. S1). We only selected sites surveyed at least twice during the 1991–2012 and for which geographical coordinates were reported in the IWC database. Sites hold on average  $12.7 \pm 10.6$  (sd) waterbird species (Fig. S2, listed in Table S3) and had nine sampled years (median, Fig. S1). As many waterbird species are not distributed throughout the study region and to avoid the subsequent inflation of absence data, we only considered species abundance data inside their wintering distribution range based on BirdLife maps, which are expected to be "the most accurate and up-to-date distribution map possible based on a variety of published and unpublished data sources" (BirdLife International and HBW, 2017). We

considered as wintering distribution range the union of 'Native resident' and 'Native non-breeding' distributions where the species is known or thought very likely to occur in the area (BirdLife International and HBW, 2017). Thus, 82% of the species/site/count absences and 13% of the total number of counted birds (i.e., outside of their wintering area defined in the BirdLife International maps) were removed. Despite removing this data, the proportion of zero abundance per species/site/count represented 73.5% of the data. Our final dataset consists of 37,614 count events of 114 species in 21 years at 3737 sites in the 24 countries (Fig. 1, see Table S3 for sub-regional information).

### 2.3. Ramsar sites

The meticulous cross-checking between Ramsar sites (designated up to 2012) and IWC sites first used the geographical coordinates and site names, and secondly the verification of these correspondences by the IWC national coordinators. The error of the first cross-checking was < 3%. Note that the Ramsar sites did not overlap necessarily 100% of the corresponding IWC sites (e.g., 65% in average based on expert assessment in Italy). Ramsar site data (downloaded from <https://rsis.ramsar.org/>, updated 26/02/2016) included geographical coordinates of each site, site names, criteria used for designation, time since designation, presence of an implemented management plan and presence of other protection statuses. We only used Ramsar sites designated under at least one of the two "waterbird" criteria: criterion 5 (wetlands regularly supporting 20,000 or more waterbirds) and criterion 6 (wetlands regularly supporting 1% of the individuals in a flyway population of one waterbird species). Among the 3737 IWC sites included in this study, 251 were located within 138 Ramsar wetlands as it is common that a Ramsar site corresponds to a complex including several IWC sites. Fifty-nine Ramsar sites had a management plan implemented, representing 43% of the Ramsar sites (see Table S2 for sub-regional information).

### 2.4. Species conservation concern

Waterbird classification distinguished species in two categories following their international conservation concern, "least" (LCC) or "higher" (HCC), reflected by their protection status in the Bern Convention (19.IX.1979, Appendix III and II, respectively). The Council of Europe established the Bern Convention in 1979 to ensure nature conservation through a binding international legal instrument. Indeed, species of HCC (48 species) are strictly protected while species of LCC (65 species) could be hunted. The Bern Convention was ratified before the study period by all countries included in the Southern Europe, and during the study period by all countries in the Balkans, plus Morocco and Tunisia in the Maghreb. In the Middle East, only Turkey and Cyprus ratified the Bern Convention, before the study period.

### 2.5. Data analysis

#### 1) Ramsar effectiveness

We evaluated the Ramsar effectiveness by analysing independently the HCC and LCC species, in the four Mediterranean sub-regions. We used Hurdle models (A1) because of the large zero-inflation still present in the abundance data (i.e., 73%, package 'glmmTMB', Magnusson et al., 2017). We used a negative binomial error distribution (type 2: variance increases quadratically with the mean) to deal with the overdispersion, with a log-link and a random zero-inflation to describe the probability of observing an excess of zeros not generated by the explanatory variables (Zuur and Ieno, 2016). The fixed covariates included in the models are Ramsar status (categorical; Yes or No Ramsar designation "Ramsar"), year (continuous variable standardized to account for the linear trend) and their interaction ("Year:Ramsar"). Species and site identity were added as random effects. Explanatory

variables and random effects were applied for both Hurdle model components. We accounted for the spatial auto-correlation by using an exponential structure on site coordinates, which is adapted for wintering waterbirds (see Gaget et al., 2018), and checked the absence of autocorrelation in the residuals (Magnusson et al., 2017). The number of sites, species and observations per model are given in Table S4. Structure of the model (glmmTMB form):

$$\text{Abundance} \sim \text{Ramsar} + \text{Year} + \text{Year}:\text{Ramsar} + (1 | \text{Site}) + (1 | \text{Species}) + \exp(\text{Coordinates}) + \text{ZeroInflation} = \sim 1 \quad (\text{A1})$$

## 2) Management plan implementation

We investigated whether the implementation of a management plan and the time since designation had a positive effect on waterbird abundance and on population trends in Ramsar sites, in a Hurdle model (A2) with the similar structure as before. Waterbird abundance (in Ramsar sites only) was the response variable. The explanatory terms included the fixed effects and interactions between year and the

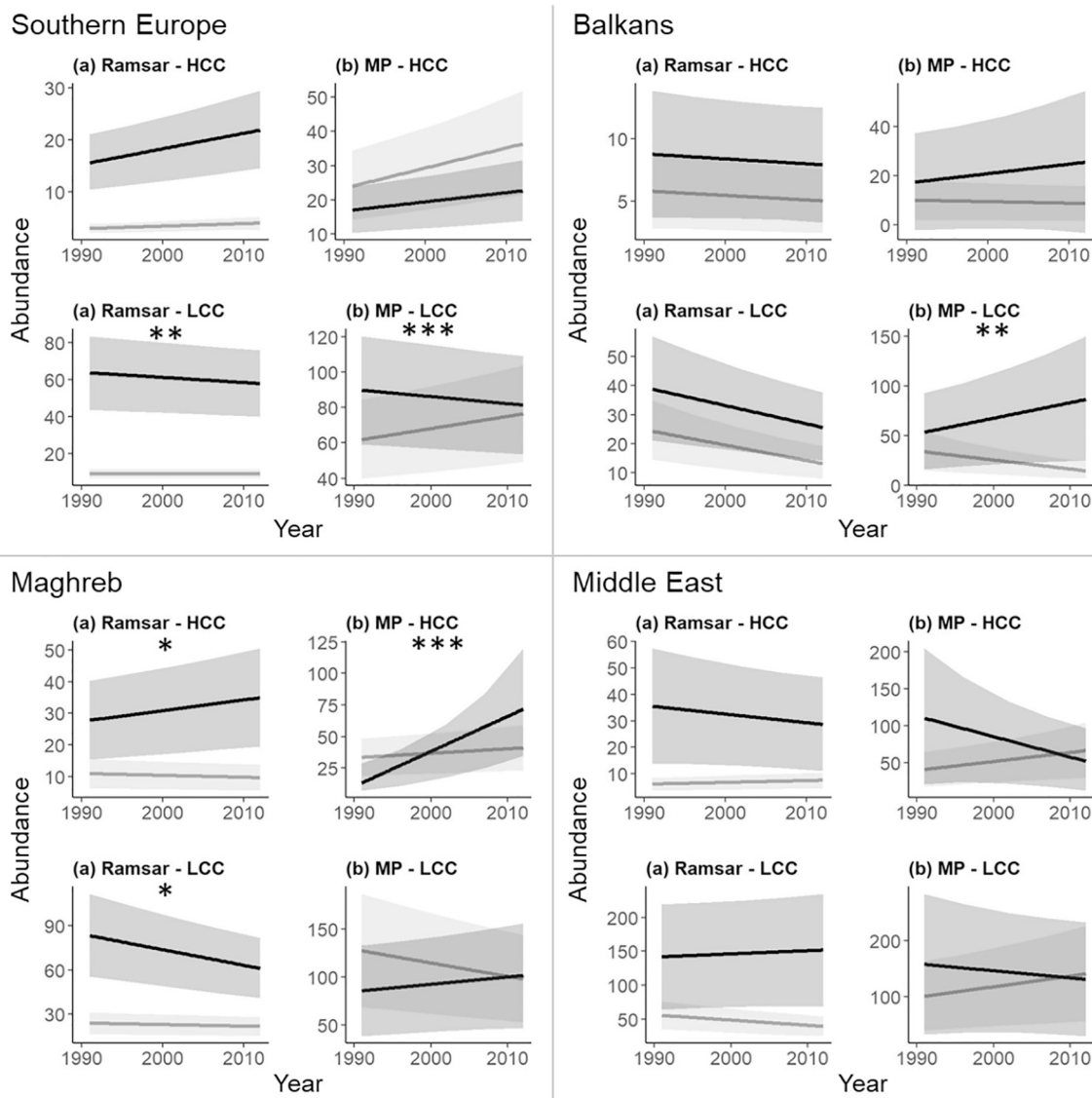
presence of an implemented management plan (“M.Plan”). To assess if higher time since designation was related to more positive population trends, we included the time since designation (“T.Des”) as a co-variable and added the interaction with the year (see model specification below). The numeric explanatory variables were standardized. Structure of the model (glmmTMB form):

$$\text{Abundance} \sim \text{M. Plan} + \text{Year} + \text{Year}:\text{M. Plan} + \text{T. Des} + \text{Year}:\text{T. Des} + (1 | \text{Site}) + (1 | \text{Species}) + \exp(\text{Coordinates}) + \text{ZeroInflation} = \sim 1 \quad (\text{A2})$$

## 3. Results

### 3.1. Ramsar effectiveness

Of the 131.4 million waterbirds counted in the Mediterranean Basin from 1991 to 2012, 43% were recorded in total within Ramsar sites. The abundance of both HCC and LCC waterbird species was consistently



**Fig. 2.** Estimated waterbird abundance and population trends over years ( $\pm$  se) for species of higher (HCC) and least (LCC) conservation concern in (a) Ramsar (black) and non-Ramsar (grey) sites, and (b) in Ramsar sites with a management plan (MP) implemented (black) or not (grey), in the four Mediterranean sub-regions. Significant interactions between population trends and Ramsar status or population trends and management plan implementation were denoted by “\*\*\*” ( $p < 0.05$ ), “\*\*” ( $p < 0.01$ ), “\*” ( $p < 0.001$ ) (see Results and Tables S4–S5 for statistical details).



higher in Ramsar sites compared to other sites throughout the entire Mediterranean Basin ( $p < 0.003$ , Fig. 2) at the exception of the Balkans (Table S4 for details). Indeed, HCC species were approximately 5 times and 3 times more abundant in Ramsar sites than in non-Ramsar sites in Southern Europe and the Maghreb, respectively (Fig. 2). During the study period, the abundance of HCC species increased by +27% in Southern Europe ( $\beta = 0.07$ ,  $p < 0.001$ ). Populations of LCC species declined in the Balkans and the Middle East by 44% and 25%, respectively, over the study period (Fig. 2). However, the other overall trends were not significant in the other Mediterranean sub-regions ( $p > 0.05$ , Fig. 2, Table S4). A significant positive effect of the Ramsar status on HCC trend was observed in the Maghreb ( $\beta = 0.11$ ,  $p = 0.03$ ), where species increased by +19% over the 21 years (Fig. 2). A significant negative Ramsar effect was assessed in Southern Europe and in the Maghreb for LCC species ( $\beta = -0.03$ ,  $p = 0.01$ ;  $\beta = -0.06$ ,  $p = 0.046$ ; respectively), but the Ramsar effect on temporal trends was not significant elsewhere ( $p > 0.05$ , Fig. 2, Table S4).

### 3.2. Management plan implementation

Overall, the abundance of waterbirds did not differ between Ramsar sites with and without a management plan except in the Balkans, where LCC species were more abundant in Ramsar sites with a management plan implemented (Fig. 2, Table S5 for details). In the Ramsar sites, both HCC and LCC species significantly increased in Southern Europe during the study period ( $\beta = 0.12$ ,  $p < 0.001$ ;  $\beta = 0.06$ ,  $p < 0.001$ ; respectively). However, overall trends were significantly negative for LCC species in the Maghreb and Balkans ( $\beta = -0.07$ ,  $p = 0.001$ ;  $\beta = -0.24$ ,  $p < 0.001$ ; respectively), and not significant elsewhere ( $p > 0.05$ , Fig. 2). The implementation of a management plan had a positive effect on waterbird trends in the Balkans for the LCC species (+39% with, -57% without) and in the Maghreb for the HCC species (+14% with, -21% without) (Fig. 2, Table S5). In Southern Europe, management plan implementation had a negative effect on LCC species trends (-9% with, +18% without) and no significant effect in the Middle East (Fig. 2). We only found a significant positive effect of the time of designation in Southern Europe (the older the date of designation, the greater the abundance of HCC species;  $\beta = 0.36$ ,  $p = 0.03$ ). We also found a negative effect of date of designation on LCC in the Balkans (the older the date of designation, the lower the abundance;  $\beta = -0.36$ ,  $p = 0.05$ ). Regarding the trends, we found that in Southern Europe, the older the date of Ramsar designation, the more negative the trends in abundance of HCC and LCC species ( $\beta = -0.10$ ,  $p < 0.001$ ;  $\beta = -0.02$ ,  $p = 0.03$ ; respectively). The opposite was true in the Middle East for HCC and LCC species ( $\beta = 0.18$ ,  $p = 0.05$ ;  $\beta = 0.30$ ,  $p < 0.001$ ; respectively; Table S5).

## 4. Discussion

Assessing the effectiveness of conservation agreements is critical for achieving global biodiversity conservation goals (Sutherland et al., 2004; Finlayson et al., 2018). In order to assess the effectiveness of the Ramsar Convention halting the decline in wintering waterbirds around the Mediterranean Basin, we compared long-term trends in their abundance within and outside Ramsar sites. We found that the Ramsar sites support nearly half of all wintering waterbirds recorded in total in the Mediterranean Basin. However, based on long-term abundance trends, the Ramsar site network only proved to provide more benefits than non-Ramsar sites in the Maghreb sub-region. In addition, we only found an effect of the implementation of a management plan derived from the Ramsar Convention in the Maghreb sub-region, further highlighting regional disparities in the waterbird conservation effectiveness under the Ramsar Convention in the Mediterranean Basin. Considering the designation time, it seems that in Southern Europe the Ramsar Convention was rapidly used to designate the wetlands supporting the highest number of waterbirds.

### 4.1. Mediterranean waterbird trends

Waterbird trends over the study period were almost all not significant or negative, in contrast to the conservation objectives initiated to reverse the worrying species conservation status in the past (Gardner and Davidson, 2011). The trend was positive only for Higher Conservation Concern (HCC) species in the Southern Europe, suggesting that all efforts made by the EU, notably through enforcement of the Bern Convention by the Bird Convention (2009/147/EC), were fruitful (Musilová et al., 2018; Pavón-Jordán et al., 2015). However, wintering waterbird abundance and distribution are also influenced by large scale factors such as temperature and precipitation changes (Johnston et al., 2013). Indeed, conservation policies are also effective to facilitate abundance increase of several species at their northern range in response to climate warming (Gaget et al., 2018), without promoting species extirpation at their southern range (Pavón-Jordán et al., 2015). This means that the current positive population trends likely result from a general population increase (Amano et al., 2018) and a spatial reallocation of the populations in the Southern Europe (e.g. Pavón-Jordán et al., 2015). Lower conservation policy effectiveness in the other regions may limit species population increases and distribution changes, despite the overall Mediterranean climate warming (Mariotti et al., 2015) and its importance for trans-Saharan species (Sayoud et al., 2017). However, despite that the methodological approach allows to reveal abundance changes, we acknowledge that the use of static species distribution maps (see Material and methods) may have limited the assessment of a northward extension. Nevertheless, the negative trend of Lower Conservation Concern (LCC) species in the Balkans and Middle East, and the absence of significant trends in the Maghreb are coherent with the Mediterranean North-Western/South-Eastern spatial contrast of wetland biodiversity trends (Galewski et al., 2011), with the geopolitical governances and with their conservation successes (Guillemin and Hearn, 2017; Amano et al., 2018).

### 4.2. The effectiveness of the Ramsar network

Our results provide evidence of the importance of Ramsar network for waterbird populations wintering in the Mediterranean region. Ramsar-designated sites (i.e., only 6.8% of the IWC sites included here) support 43% of the waterbirds counted in the past two decades. This is not surprising, as all these sites were designated for their high importance for waterbirds - they regularly support > 20,000 birds or 1% of a population, and were more frequently monitored (Table S1). The data collected under the IWC are used to validate the international (ecological) importance of wetlands after their designation as Ramsar protected areas. Even if this may seem trivial, it is a basic step to achieve conservation targets. The extremely valuable information on wintering waterbird abundance and distribution worldwide provided by monitoring schemes, such as the IWC, is critical for the classification of wetlands as Ramsar sites and the evaluation of its effectiveness. Indeed, our study suggests regional disparities in the effectiveness of the network of Ramsar sites enhancing waterbird populations across the Mediterranean Basin.

In the Maghreb, we show that the Ramsar designation is effective to result in an increase of HCC waterbird populations. This result is consistent with previous assessments done in Morocco (Dakki et al., 2002; Cherkaoui et al., 2018; Kleijn et al., 2014). In the Maghreb, the Ramsar Convention is one of the main conservation tools and, thus, its importance is higher than other national conservation measures (Kleijn et al., 2014). However, in Morocco at least, the Ramsar network was enlarged in 2005 from 4 to 24 sites (Dakki et al., 2011), based on wetlands previously included in a national network of protected areas, defined in 1996 (AEFCS, 1996) and designated later as permanent hunting reserves (Dakki et al., 2016). Ramsar sites in the Maghreb have proved to be very important for species of international conservation concern, like the Marbled Teal (*Marmaronetta angustirostris*) and the

Ferruginous duck (*Aythya nyroca*), which favour high water levels and habitat quality (Cherkaoui et al., 2016; Ouassou et al., 2018). Contrary to the situation with HCC species, LCC species decreased in Ramsar sites, suggesting that Ramsar designation and site management effects may depend on the species requirements (e.g. water cover or bare soil, Kleijn et al., 2014). Land use change and climate variabilities could also interact with the protection, because recurrent droughts have decreased water availability for wintering birds during the 1980–2000 decades while the exponential increase of artificial reservoirs during this period may have induced specific changes in species distribution (Green et al., 2002). The regional Ramsar effectiveness for HCC species conservation is also correlated with efforts undertaken by countries in the Maghreb in recent decades to conserve wetlands, i.e. through the establishment of water strategies and environmental impact assessments (MWO, 2018).

In the Middle East, the Ramsar Convention has failed to improve waterbird population trends. In this region like in the Maghreb, there are severe pressures on naturally restricted water resources (e.g., agriculture, pollution, dam construction) threatening wetlands (Karadeniz et al., 2009) but there are generally few strategies for wetland conservation and sustainable water use (Geijzendorffer et al., 2019). Consequently, Ramsar wetlands are not always effectively protected (Gürlük and Rehber, 2006). For example, despite the importance of Ramsar sites for the endangered White-headed Duck (*Oxyura leucocephala*) in Turkey, some have been severely damaged by pollution or decreased water levels, and eventually have seen the collapse of their waterbird populations (Adaman et al., 2009; Green et al., 2017). Political instabilities and military conflicts have also not helped to make environmental protection a priority (Machlis and Hanson, 2008), water resources being sometimes at the root of conflicts (Medzini and Wolf, 2004). Thus, the lack of general governmental effort and the difficult geopolitical context in the Middle East hampers the achievement of international conservation targets (Green et al., 2017).

Contrary to the expected population increase inside protected areas in countries with more effective governances (Amano et al., 2018), the Ramsar Convention showed low effectiveness at enhancing waterbirds populations in Southern Europe and the Balkans. The absence of a significant effect is unlikely due to a lack of statistical power as for the two regions several tens of sites were used (Table S4). However, the surface overlapped between Ramsar and IWC sites in some countries is not systematically complete (e.g., 65% in Italy), which may reduce our capacity to detect differences in population trends between Ramsar and non-Ramsar sites. For the two northern Mediterranean regions, most of the countries are included in the EU or are in the process of completing the entry procedures. In the Balkans however, the limited political and financial support for biodiversity conservation weakens the enforcement of the environmental legislation (UNDP, 2007). The EU Member States benefit from strong environmental laws for species and habitat conservation, e.g., the Birds, the Habitats (92/43/EEC), and the Water Framework (2000/60/EC) Directives. Such legislation might have not been sufficient to halt pressures on Ramsar wetlands, as in France for example where Ramsar sites lost 6% of their natural wetlands between 1975 and 2005 (Perennou et al., 2016). However, in the EU countries the detection of the Ramsar effectiveness is challenging. In fact, the Natura 2000 network targets also the protection of the wetlands important for biodiversity, overlapping 81% of the Ramsar network (Table S2) and probably some non-Ramsar designated wetlands. Because the Ramsar Convention is not accompanied by binding measures, unlike the European (Natura 2000) or national (nature reserve or park) legislation, Ramsar designation could be less used by the stakeholders in the European countries. For instance, 82% of the Ramsar sites information lack of update in Spain (SEO Birdlife, 2018). In France, the “Baie de l’Aiguillon” is one of the most important sites for wintering waterbirds on the Atlantic coast (70,000 waterbirds counted annually) and is protected by a national nature reserve but it is not included in the Ramsar site network. Interestingly, the older designated Ramsar

wetlands in the Southern European countries held more HCC species, suggesting that before the establishment of the European Directives, the Ramsar designation was used primarily on the wetlands hosting the largest waterbird abundance. Therefore, if the use of Ramsar as a conservation tool is still desired in the European countries, then its use should be strengthened (Geijzendorffer et al., 2019).

#### 4.3. Management plan implementation

The implementation of a management plan, which determines the guidelines to ensure “wetland wise use”, was effective in enhancing HCC population trends only in the Maghreb. The interpretation of these results is limited by the lack of available information on the targets of the management plans and the legal means involved to implement them. However, the positive effect of the management plan in Maghreb on HCC species is coherent with the high recognition of the Ramsar Convention in this sub-region (see also Kleijn et al., 2014). In the Middle East, because only one Ramsar site without management plan implemented was compared to eleven other sites, the analysis should be considered cautiously. In Southern Europe, the implementation of a management plan had a negative effect on LCC species. We suspect that such protected areas do not necessarily benefit these species, because conservation measures do not target them (Musilová et al., 2015), or because these species find increasingly favourable conditions on artificially managed sites, such as marshes specifically managed to attract waterfowl or rice fields (Rendón et al., 2008). Indeed, Musilová et al. (2018) found that wintering waterbird distribution is only partially explained by protected areas, particularly for LCC species, so that protection and management alone cannot be sufficient to guarantee the protection of waterbird populations. In the Balkans, however, our results show that the abundance of LCC species increased inside the managed Ramsar sites compared to unmanaged. Legal and illegal hunting pressures are strong in this region (Hirschfeld and Heyd, 2005; Brochet et al., 2016) and, thus, it is possible that well-managed Ramsar sites act as refuges for waterbirds sought by hunters. Additionally, the overall decrease in LCC species in the Balkans may also suggest changes in wintering strategies in response to climate warming (Gaget et al., 2018). Considering the climate warming context, protected areas may increase population trend at the leading distribution edge and reduce extirpation at the trailing edge, thanks to a likely buffering effect against the climate warming which increased species persistence (Pavón-Jordán et al., 2015). However, inappropriate conservation measures can limit species persistence at their trailing edge (Wessely et al., 2017). Consequently, in the Southern Europe a negative effect on LCC population trends could notably result by an extirpation in response to climate warming.

#### 4.4. Implication for conservation

The lack of effectiveness of the Ramsar Convention in the worrying wetland conservation context (Finlayson et al., 2018) urges signatory countries to strengthen their commitments, especially in Eastern Europe and the Middle East. However, the impact of this pioneer environmental convention (1971) goes beyond the findings showed here, as it was used as a basis for other international conservation policies and national wetland legislations (Gardner and Davidson, 2011). Indeed, some EU countries have used the designation of Ramsar sites as reasoning for Natura 2000 designation and therefore protection of the sites for waterbirds and other species. The Birds, Habitats, and Water Directives in the EU are also shaped following the recommendations of the Ramsar Convention. Consequently, the success of the Ramsar Convention for waterbird conservation should not be only reduced to the direct impact of the Ramsar designated sites but enlarged to the overall international and national waterbird conservation.

The contrasted effectiveness of the Ramsar Convention increasing waterbird abundance across the Mediterranean sub-regions stress the

need for a more effective waterbird and wetland conservation (Geijzendorffer et al., 2019). A first step should be to widen the designation of the wetlands of international importance, to increase the coherence between the Ramsar network and the core distribution of wintering waterbirds periodically assessed. Indeed, even in the EU countries the protected area network for waterbirds, including Natura 2000 sites, is still not enough to cover all the important sites (e.g. Pavón-Jordán et al., 2015). This could be done by using gap analyses and knowledge on the waterbird distribution provided by the IWC (Delany, 2010). For example, a recent North Africa IWC synthesis revealed 42 wetlands of international importance for waterbirds that are not Ramsar designated (Sayoud et al., 2017). Such “Shadow Ramsar Lists”, i.e., undesignated sites that meet the criteria for designation, should be regularly updated and disseminated by conservation organizations to encourage Ramsar new designations. Because the Ramsar designation has to be done by a national administrative authority, each contracting party has to take its own responsibilities to provide an updated list to the Ramsar secretariat, to fulfil their commitments. Then, information about the conservation state of the Ramsar designated wetlands should be updated regularly to avoid obsolete data (Yeniurt and Hemmami, 2011; González and Atienza, 2018), notably in the EU countries (e.g., SEO Birdlife, 2018). Thus, conservation objectives should be clearly documented and defined through a management plan in order to provide the guidelines to maintain a wise use of the resources considering the ecological characteristics and the socio-economical features (Hettiarachchi et al., 2015). The improvement of both wetland conservation concern and waterbird population trends through massive Ramsar designations and management plan implementations in the Maghreb provide a good example of the Ramsar Convention relevance.

Since the Ramsar Convention aims to build an international co-operative network (Finlayson, 2014), especially relevant for migratory waterbirds, the application of the Ramsar Convention should be exemplary. This is required not only to ensure the integrity of the Ramsar Convention, but also to improve its appraisal (Finlayson et al., 2018). This study depicts a worrying underuse of the Ramsar Convention as a conservation tool in some countries, weakening the establishment of a cohesive conservation network. What is encouraging is the successful performance in the Maghreb, where the use of the Ramsar Convention for the conservation of wetlands boosted waterbird protection.

Finally, international conventions, such as the Ramsar Convention, may provide crucial tools for countries strengthening their conservation efforts. Numerous international agreements for biological conservation lie on non-binding measures. Their objectives may be threatened by the weakness of country governance (Amano et al., 2018) or the lack of achievements (Leverington et al., 2010). However, this study suggests the potential for international convention effectiveness translated into concrete conservation tools.

#### CRedit authorship contribution statement

**E. Gaget:**Conceptualization, Methodology, Writing - original draft.**I. Le Viol:**Conceptualization, Methodology, Writing - original draft, Supervision.**D. Pavón-Jordán:**Methodology, Writing - original draft.**V. Cazalis:**Methodology, Writing - original draft.**C. Kerbiriou:**Methodology, Writing - original draft.**F. Jiguet:**Writing - original draft, Supervision.**N. Popoff:**Writing - original draft.**L. Dami:**Writing - original draft.**J.Y. Mondain-Monval:**Writing - original draft.**P. Defos du Rau:**Writing - original draft.**W.A.I. Abdou:**Writing - original draft.**L. Bozic:**Writing - original draft.**M. Dakki:**Writing - original draft.**V.M.F. Encarnação:**Writing - original draft.**K. Erciyas-Yavuz:**Writing - original draft.**K.S. Etayeb:**Writing - original draft.**B. Molina:**Writing - original draft.**N. Petkov:**Writing - original draft.**D. Uzunova:**Writing - original draft.**M. Zenatello:**Writing - original draft.**T. Galewski:**Conceptualization, Writing - original draft, Supervision.

#### Acknowledgements

We acknowledge the thousands of volunteers and professionals involved in waterbird counts, the International Waterbird Census (IWC) coordination units (Wetlands International, Tour du Valat, the National Office for Hunting and Wildlife (ONCFS), and the National IWC North African network) for providing help to national coordinators, centralizing and managing data and making this research possible. We thank the two anonymous reviewers whose comments greatly improved the manuscript.

#### Declaration of competing interest

The authors declare that they have no known competing financial interests or personal relationships that could have appeared to influence the work reported in this paper.

#### Appendix A. Supplementary data

Supplementary data to this article can be found online at <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108485>.

#### References

- Adaman, F., Hakyemez, S., Özkaynak, B., 2009. The political ecology of a Ramsar site conservation failure: the case of Burdur Lake, Turkey. *Eviron. Plann. C. Gov. Policy* 27 (5), 783–800.
- AEFCS, 1996. Plan Directeur des Aires Protégées du Maroc, Volumes 2 and 3: les sites d'intérêt biologique et écologique (domaine continental et littoral). Rapport, Administration des Eaux et Forêts et de la Conservation des Sols/BCEOM/SECA/ISR/EPHE.
- Alagador, D., Cerdeira, J.O., Araújo, M.B., 2014. Shifting protected areas: scheduling spatial priorities under climate change. *J. Appl. Ecol.* 51, 703–713.
- Amano, T., Székely, T., Sandel, B., Nagy, S., Mundkur, T., Langendoen, T., Blanco, D., Soykan, C.U., Sutherland, W.J., 2018. Successful conservation of global waterbird populations depends on effective governance. *Nature* 553 (7687), 199.
- Billgren, C., Holmén, H., 2008. Approaching reality: comparing stakeholder analysis and cultural theory in the context of natural resource management. *Land Use Policy* 25 (4), 550–562.
- BirdLife International and HBW, 2017. Bird species distribution maps of the world. Version 7.0. Available at: <http://datazone.birdlife.org/species/requestdis> > .
- Brochet, A.-L., et al., 2016. Preliminary assessment of the scope and scale of illegal killing and taking of birds in the Mediterranean. *Bird Conservation International* 26 (1), 1–28.
- Cazalis, V., Belghali, S., Rodrigues, A.S.L., 2019. Using a Large-scale Biodiversity Monitoring Dataset to Test the Effectiveness of Protected Areas in Conserving North-American Breeding Birds. (bioRxiv, 433037, ver.4 peer-reviewed and recommended by PCI-Ecology).
- CEPF, 2017. Ecosystem Profile, Mediterranean Basin Biodiversity Hotspot, Extended Technical Summary. <https://www.cepf.net/sites/default/files/mediterranean-basin-2017-ecosystem-profile-summary-english.pdf>.
- Cherkaoui, S.I., Magri, N., Hanane, S., 2016. Factors predicting Ramsar site occupancy by threatened waterfowl: the case of the Marbled Teal *Marmaronetta angustirostris* and Ferruginous Duck *Aythya nyroca* in Morocco. *Ardeola* 63 (2), 295–310.
- Cherkaoui, S.I., Selmi, S., Amhaouch, Z., Hanane, S., 2018. Assessment of the effectiveness of wetland protection in improving waterbird diversity in a Moroccan wetland system. *Environ. Monit. Assess.* 190 (12), 699.
- Convention on Biological Diversity (CBD), 2010. Decision adopted by the Conference of the Parties to the Convention of Biological Diversity at its Tenth meeting. <http://www.cbd.int/doc/decisions/COP-10/cop-10-dec-02-en.pdf>.
- Convention, Ramsar, 1971. Convention on wetlands of international importance, especially as waterfowl habitat. United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (UNESCO) Ramsar, Iran.
- Dakki, M., Qinba, A., El Agbani, M.A., Benhoussa, A., 2002. Recensement hivernal d'oiseaux d'eau au Maroc: 1996–2000. *Trav. Inst. Sci., Rabat, Sér. Zool.* pp. 1–28. Zones humides du Maroc inscrites jusqu'en 2005 sur la Liste de la Convention de Ramsar. In: Dakki, M., El Agbani, M.A., Qinba, A. (Eds.), *Trav. Inst. Sci., Rabat, Sér. Générale.* 7 (238 pp.).
- Dakki, M., Menioui, M., Amhaouch, Z., 2016. Stratégie Nationale et plan d'action 2015–2024 pour les Zones Humides du Maroc. HCEFLCD/DLG/GIZ, 54 pp. Davidson N.C. Ramsar Convention on Wetlands: Scope and Implementation. In: Finlayson, C.M., Everard, M., Irvine, K., McInnes, R.J., Middleton, B.A., van Dam, A.A., Davidson, N.C. (Eds.), *The Wetland Book.* Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 1–9.
- Davidson, N.C., 2016. Ramsar Convention on Wetlands: Scope and Implementation. In: Finlayson, C.M., Everard, M., Irvine, K., McInnes, R.J., Middleton, B.A., van Dam, A.A., Davidson, N.C. (Eds.), *In The Wetland Book Dordrecht:* Springer, Netherlands, pp. 1–9.
- Delany, S., 2010. Guidance on Waterbird Monitoring Methodology: Field Protocol for



- Waterbird Counting. Wetlands International.
- Devictor, V., Godet, L., Julliard, R., Couvet, D., Jiguet, F., 2007. Can common species benefit from protected areas? *Biol. Conserv.* 139, 29–36.
- Finlayson, C.M., 2014. Linking science to international wetland policy—the Ramsar Convention on wetlands. *Mar. Freshw. Res.* 65 (7), 573–574.
- Finlayson, C.M., Davies, G.T., Moomaw, W.R., Chmura, G.L., Natali, S.M., Perry, J.E., Roulet, N., Sutton-Grier, A.E., 2018. The second warning to humanity – providing a context for wetland management and policy. *Wetlands* 1–5.
- Fosse, J., et al., 2016. Towards a Green Economy in the Mediterranean - Assessment of National Green Economy and Sustainable Development Strategies in Mediterranean Countries. eco-union, MIO-ECSDE, GEC. Athens.
- Gaget, E., Galewski, T., Jiguet, F., Le Viol, I., 2018. Waterbird communities adjust to climate warming according to conservation policy and species protection status. *Biol. Conserv.* 227, 205–212.
- Galewski, T., Collen, B., McRae, L., Loh, J., Grillas, P., Gauthier-Clerc, M., Devictor, V., 2011. Long-term trends in the abundance of Mediterranean wetland vertebrates: from global recovery to localized declines. *Biol. Conserv.* 144 (5), 1392–1399.
- Gamero, A., et al., 2017. Tracking progress toward EU biodiversity strategy targets: EU policy effects in preserving its common farmland birds. *Conserv. Lett.* 10 (4), 395–402.
- Gardner, R.C., Davidson, N.C., 2011. *The Ramsar Convention*. In: LePage, B. (Ed.), *Wetlands*. Springer, Dordrecht.
- Gardner, R.C., et al., 2015. State of the world's wetlands and their services to people: a compilation of recent analyses. In: *Ramsar Briefing Note 7*, . [www.ramsar.org/library](http://www.ramsar.org/library).
- Geijzendorffer, I.R., et al., 2019. Increasing the impact of the Ramsar convention on the conservation of Mediterranean wetlands. *Front. Ecol. Evol.* 7, 21.
- Godet, L., Devictor, V., 2018. What conservation does. *Trends Ecol. Evol.* 33 (10), 720–730.
- González, G.R., Atienza, J.C., 2018. Humedales Ramsar en España de Interés para las aves acuáticas: Estado de Conservación y recomendaciones. SEO/BirdLife, Madrid.
- Green, A.J., El Hamzaoui, M., El Agbani, M.A., Franchimont, J., 2002. The conservation status of Moroccan wetlands with particular reference to waterbirds and to changes since 1978. *Biol. Conserv.* 104 (1), 71–82.
- Green, A.J., et al., 2017. Creating a safe operating space for wetlands in a changing climate. *Front. Ecol. Environ.* 15 (2), 99–107.
- Guillemain, M., Hearn, R., 2017. Ready for climate change? Geographic trends in the protection status of critical sites for Western Palearctic ducks. *Biodivers. Conserv.* 26 (10), 2347–2360.
- Gürlük, S., Rehber, E., 2006. Evaluation of an integrated wetland management plan: case of Uluabat (Apollonia) Lake, Turkey. *Wetlands* 26 (1), 258–264.
- Hettiarachchi, M., Morrison, T.H., McAlpine, C., 2015. Forty-three years of Ramsar and urban wetlands. *Glob. Environ. Chang.* 32, 57–66.
- Hirschfeld, A., Heyd, A., 2005. Mortality of migratory birds caused by hunting in Europe: bag statistics and proposals for the conservation of birds and animal welfare. In: *Berichte zum Vogelschutz*. 42. pp. 47–74.
- Johnston, A., et al., 2013. Observed and predicted effects of climate change on species abundance in protected areas. *Nat. Clim. Chang.* 3 (12), 1055–1061.
- Karadeniz, N., Tiril, A., Baylan, E., 2009. Wetland management in Turkey: problems, achievements and perspectives. *Afr. J. Agric. Res.* 4 (11), 1106–1119.
- Kark, S., Levin, N., Grantham, H.S., Possingham, H.P., 2009. Between-country collaboration and consideration of costs increase conservation planning efficiency in the Mediterranean Basin. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 106 (36), 15368–15373.
- Kleijn, D., Cherkouki, I., Goedhart, P.W., van der Hout, J., Lammertsma, D., 2014. Waterbirds increase more rapidly in Ramsar-designated wetlands than in unprotected wetlands. *J. Appl. Ecol.* 51 (2), 289–298.
- Koleček, J., et al., 2014. Birds protected by national legislation show improved population trends in Eastern Europe. *Biol. Conserv.* 172, 109–116.
- Koschová, M., Rivas-Salvador, J., Reif, J., 2018. Continent-wide test of the efficiency of the European Union's conservation legislation in delivering population benefits for bird species. *Ecol. Indic.* 85, 563–569.
- Leverington, F., Lemos Costa, K., Pavese, H., Lisle, A., Hockings, M., 2010. A global analysis of protected area management effectiveness. *Environ. Manag.* 46 (5), 685–698.
- Machlis, G.E., Hanson, T., 2008. Warfare ecology. *BioScience* 58 (8), 33–40.
- Magnusson, A., Skaug, H., Nielsen, A., Berg, C., Kristensen, K., Maechler, M., van Benthem, K., Bolker, B., Brooks, M.M., 2017. Package 'glmmTMB'.
- Margules, C.R., Pressey, R.L., 2000. Systematic conservation planning. *Nature* 405 (6783), 243–253.
- Mariotti, A., Pan, Y., Zeng, N., Alessandri, A., 2015. Long-term climate change in the Mediterranean region in the midst of decadal variability. *Clim. Dyn.* 44, 1437–1456.
- Medzini, A., Wolf, A.T., 2004. Towards a Middle East at peace: hidden issues in Arab–Israeli hydropolitics. *Int. J. Water Resour. Dev.* 20 (2), 193–204.
- Musilová, Z., Musil, P., Zouhar, J., Romportl, D., 2015. Long-term trends, total numbers and species richness of increasing waterbird populations at sites on the edge of their winter range: cold-weather refuge sites are more important than protected sites. *J. Ornithol.* 156 (4), 923–932.
- Musilová, Z., Musil, P., Zouhar, J., Adam, M., Bejček, V., 2018. Importance of Natura 2000 sites for wintering waterbirds: low preference, species' distribution changes and carrying capacity of Natura 2000 could fail to protect the species. *Biol. Conserv.* 228, 79–88.
- MWO, 2018. *Mediterranean Wetland Outlook 2: solutions for sustainable Mediterranean Wetlands*. In: Geijzendorffer, I.R., Chazée, L., Gaget, E., Galewski, T., Guelmami, A., Perennou, C. (Eds.), *Tour du Valat*, Available at: <https://tourduvalat.org/en/actualites-en/press-release-extreme-climatic-events-biodiversity-394loss-what-if-wetlands-were-part-of-the-solution/>.
- Ouassou, A., Dakki, M., Lahrouz, S., El Agbani, M.A., Qninba, A., 2018. Status and trend of the Ferruginous duck's (*Aythya nyroca*) wintering population in Morocco: analysis of 37 years of winter census data (1983–2019). *Intern. J. Zoology* 1–9 5767194.
- Pavón-Jordán, D., et al., 2015. Climate-driven changes in winter abundance of a migratory waterbird in relation to EU protected areas. *Divers. Distrib.* 21 (5), 571–582.
- Perennou, C., Guelmami, A., Gaget, E., 2016. Les milieux humides remarquables, des espaces naturels menacés. Quelle occupation du sol au sein des sites Ramsar de France métropolitaine? In: *Rétrospective 1975–2005. OZHM, Tour du Valat*.
- Pouzols, F.M., et al., 2014. Global protected area expansion is compromised by projected land-use and parochialism. *Nature* 516 (7531), 383.
- Rendón, M.A., Green, A.J., Aguilera, E., Almaraz, P., 2008. Status, distribution and long-term changes in the waterbird community wintering in Doñana, south-west Spain. *Biol. Conserv.* 141 (5), 1371–1388.
- Rodrigues, A.S.L., et al., 2004. Effectiveness of the global protected area network in representing species diversity. *Nature* 428 (6983), 640–643.
- Sachs, J., Schmidt-Traub, G., Kroll, C., Durand-Delacré, D., Teksoz, K., 2017. *SDG Index and Dashboards Report 2017*. Bertelsmann Stiftung and Sustainable Development Solutions Network (SDSN), New York.
- Saura, S., Bastin, L., Battistella, L., Mandrici, A., Dubois, G., 2017. Protected areas in the world's ecoregions: how well connected are they? *Ecol. Indic.* 76, 144–158.
- Sayoud, M.S., et al., 2017. The first coordinated trans-North African mid-winter waterbird census: the contribution of the International Waterbird Census to the conservation of waterbirds and wetlands at a biogeographical level. *Biol. Conserv.* 206, 11–20.
- SEO Birdlife, 2018. *Estado de los humedales ramsar en españa de interés para las aves acuáticas*. (Madrid).
- Sutherland, W.J., Pullin, A.S., Dolman, P.M., Knight, T.M., 2004. The need for evidence-based conservation. *Trends Ecol. Evol.* 19 (6), 305–308.
- UNEP, 2007. Sixth ministerial conference “Environment for Europe”. In: *Environmental Policy in South-eastern Europe*. United Nation, Belgrade, Serbia, pp. 207.
- UNEP-WCMC, IUCN, NGS, 2018. *Protected Planet Report 2018*. UNEP-WCMC, IUCN and NGS, Cambridge UK; Gland, Switzerland; Washington, D.C., USA.
- Virkkala, R., Rajasärkkä, A., 2007. Uneven regional distribution of protected areas in Finland: consequences for boreal forest bird populations. *Biol. Conserv.* 134, 361–371.
- Wessely, J., et al., 2017. Habitat-based conservation strategies cannot compensate for climate-change-induced range loss. *Nat. Clim. Chang.* 7 (11), 823.
- Yeniyyurt, C., Hemmami, M., 2011. *Ramsar Sites of Turkey*. Doğa Derneği, Ankara, Türkiye.
- Zuur, A.F., Ieno, E.N., 2016. A protocol for conducting and presenting results of regression-type analyses. *Methods Ecol. Evol.* 7 (6), 636–645.

## RESEARCH ARTICLE

# Estimating biodiversity changes in the Camargue wetlands: An expert knowledge approach

Sara Fraixedas<sup>1†\*</sup>, Thomas Galewski<sup>1</sup>, Sofia Ribeiro-Lopes<sup>1</sup>, Jonathan Loh<sup>2</sup>, Jacques Blondel<sup>3</sup>, Hugo Fontès<sup>1</sup>, Patrick Grillas<sup>1</sup>, Philippe Lambret<sup>1,4</sup>, Delphine Nicolas<sup>1</sup>, Anthony Olivier<sup>1</sup>, Ilse R. Geijzendorffer<sup>1</sup>

**1** Tour du Valat, Research Institute for the conservation of Mediterranean Wetlands, Le Sambuc, Arles, France, **2** School of Anthropology and Conservation, University of Kent, Canterbury, United Kingdom, **3** Centre for Functional and Evolutionary Ecology—French National Centre for Scientific Research (CEFE-CNRS), UMR 5175, Montpellier, France, **4** French Odonatological Society (SfO), Bois d'Arcy, France

† Current address: Helsinki Institute of Sustainability Science (HELSUS), Faculty of Biological and Environmental Sciences, University of Helsinki, Helsinki, Finland

\* [sara.fraixedas@helsinki.fi](mailto:sara.fraixedas@helsinki.fi)



## OPEN ACCESS

**Citation:** Fraixedas S, Galewski T, Ribeiro-Lopes S, Loh J, Blondel J, Fontès H, et al. (2019) Estimating biodiversity changes in the Camargue wetlands: An expert knowledge approach. *PLoS ONE* 14(10): e0224235. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0224235>

**Editor:** Jose M. Martínez-Paz, Universidad de Murcia, SPAIN

**Received:** July 11, 2019

**Accepted:** October 8, 2019

**Published:** October 24, 2019

**Copyright:** © 2019 Fraixedas et al. This is an open access article distributed under the terms of the [Creative Commons Attribution License](https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/), which permits unrestricted use, distribution, and reproduction in any medium, provided the original author and source are credited.

**Data Availability Statement:** All relevant data are within the paper and its Supporting Information files.

**Funding:** This project was financially supported by Wetlands International Europe and the MAVA Foundation. SF was also financially supported by a post-doctoral fellowship from HELSUS. TG was supported by grants from the Prince Albert II of Monaco Foundation, Total Foundation, and French Ministry for the Ecological and Solidary Transition. Wetlands International Europe: <https://europe.wetlands-international.org/>

## Abstract

Mediterranean wetlands are critical strongholds for biodiversity and the provision of ecosystem functions and services; yet, they are being severely degraded by a number of socio-economic drivers and pressures, including climate change. Moreover, we still lack comprehensive understanding of the extent to which biodiversity loss in Mediterranean wetlands will accelerate change in ecosystem processes. Here, we evaluate how changes in biodiversity can alter the ecosystem of the Camargue (southern France). We collected data on species presence/absence, trends and abundance over a 40-year period by combining observations from the scholarly literature with insights derived from expert knowledge. In total, we gathered more than 1500 estimates of presence/absence, over 1400 estimates of species abundance, and about 1400 estimates of species trends for eight taxonomic groups, i.e. amphibians, reptiles, breeding birds, fish, mammals, dragonflies (odonates), orthopterans and vascular plants. Furthermore, we used information on recently arrived species and invasive species to identify compositional changes across multiple taxa. Complementing targeted literature searches with expert knowledge allowed filling important gaps regarding the status and trends of biodiversity in the Camargue. Species trend data revealed sharp population declines in amphibians, odonates and orthopterans, while birds and plants experienced an average increase in abundance between the 1970s and the 2010s. The general increasing trends of novel and invasive species is suggested as an explanation for the changing abundance of birds and plants. While the observed declines in certain taxa reflect the relative failure of the protection measures established in the Camargue, the increasing exposure to novel and invasive species reveal major changes in the community structure of the different taxonomic groups. This study is the first attempt to assess changes in biodiversity in the Camargue using an expert knowledge approach, and can help manage the uncertainties and complexities associated with rapid social-ecological change in other Mediterranean wetlands.

wetlands.org; MAVA Foundation: <http://mava-foundation.org/>; HELSUS: <https://www.helsinki.fi/en/helsinki-institute-of-sustainability-science>; Prince Albert II of Monaco Foundation: <https://www.fpa2.org/home.html>; Total Foundation: <https://www.foundation.total/en/>; French Ministry for the Ecological and Solidary Transition: <https://www.ecologique-solidaire.gouv.fr/>. The funders had no role in study design, data collection and analysis, decision to publish, or preparation of the manuscript.

**Competing interests:** The authors have declared that no competing interests exist.

## Introduction

There is well-established evidence that Mediterranean wetlands are critical strongholds for biodiversity in the face of global change [1–4]. However, due to the increasing pressure from human activities such as drainage, pollution and agricultural intensification, Mediterranean wetlands are being severely degraded and biodiversity is being lost at alarming rates [5–8]. Moreover, given their crucial ecological importance at the global level and the wide array of ecosystem services that they provide from local to regional scales, safeguarding Mediterranean wetlands is critical to the implementation of the Sustainable Development Goals and the post-2020 global biodiversity framework [2,4].

The Camargue is the delta of the Rhône River and one of the largest and most biodiverse Mediterranean wetlands. Major changes in land-cover, land-use and water management have taken place over the last decades [8,9]. For instance, the area has experienced rapid agricultural intensification (including rice cultivation) and crop production during the last 50 years [10], including market gardening. The Camargue is an excellent example of the co-evolutionary dynamics of nature-culture interactions and a good case study of the state of biodiversity that is applicable to similar Mediterranean wetlands. In these habitats, the arrival of new species (some of them considered as invasive) and the extinction of native species have largely unknown consequences on species communities and ecosystem functioning [11–13,14].

Obtaining reliable estimates for changes in species richness and/or abundance over time is challenging due to a paucity of data and lack of baseline information for many species [15,16]. Moreover, several studies have shown that published observations are often biased in favour of species with a high cultural and/or conservation value [8]. For global indices, incomplete species datasets are often complemented with modelling techniques [17–20]. Yet, at regional- and/or local-scale, additional information on species richness and abundance are available through the knowledge and insights of experts who have worked in the area for a long time [21,22]. The time period for studying species population changes using expert knowledge typically spans a few decades, i.e. the time that the experts have worked in a particular area [23]. The use of experts may, therefore, allow species trends to be estimated over longer time periods and for a wider range of taxa than is possible using data based on field counts, especially when the use of long-term datasets is constrained due to for instance changes in sampling methods [24]. Although the use of expert estimations has its own limitations [25,26], it is one of the few methods available [27], and is used in the assessment of threatened species for the IUCN Red List [28]. Expert knowledge can complement observations from the available literature to piece together trends in regional biodiversity and provide more information on ecological baselines [29,30].

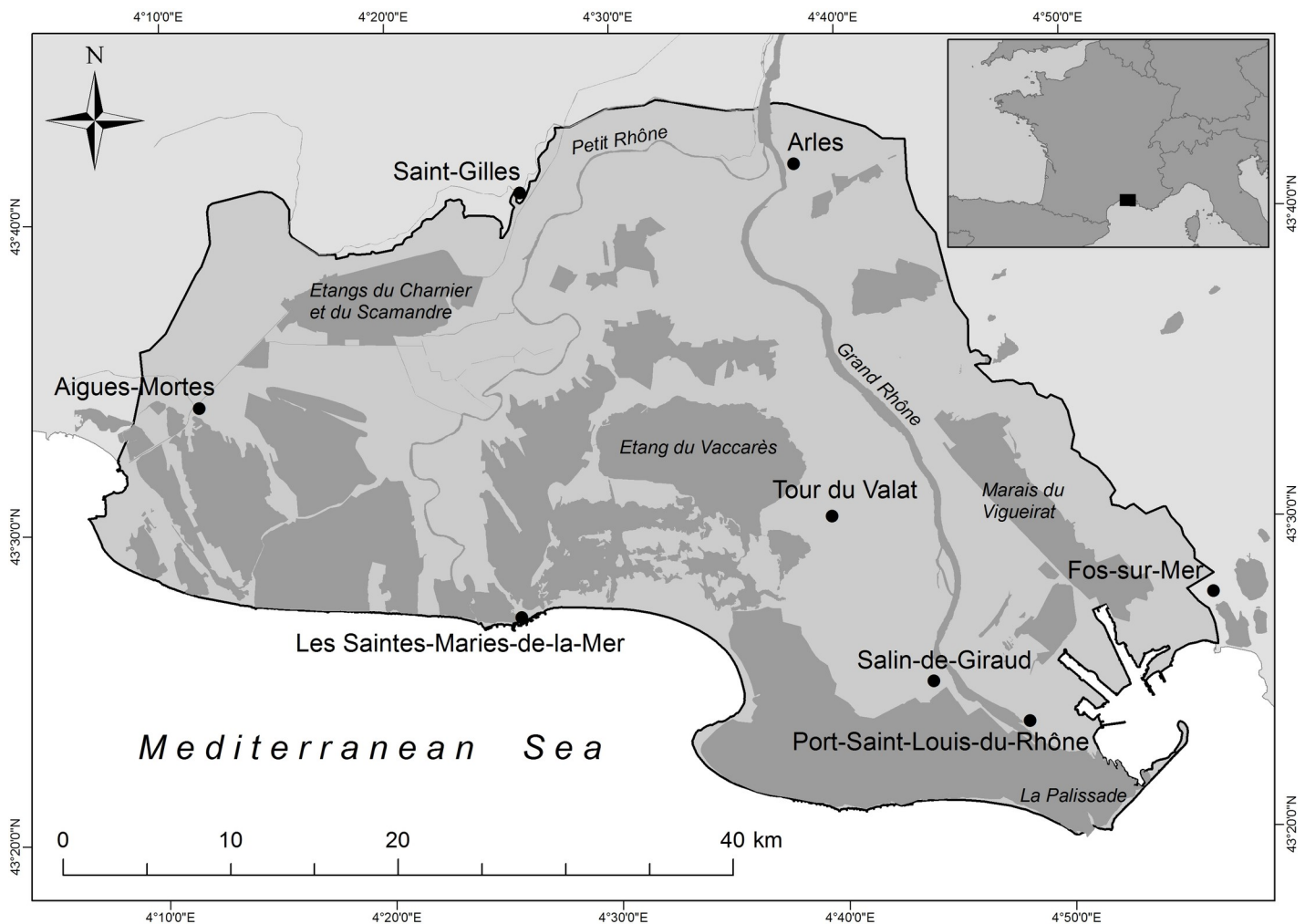
In this paper, we present a new and innovative approach to assess the state of the Camargue's biodiversity. First, we evaluate the information gained from complementing species trends and abundance estimates available in the scholarly literature with expert knowledge estimates spanning over the last 40 years. Second, we use presence/absence and abundance estimates in relation to eight different taxa—amphibians, reptiles, breeding birds, fish, mammals, dragonflies (hereafter odonates), orthopterans and vascular plants—to determine the extent of ecological changes that have taken place from the 1970s up to the present time. Third, we test for differences in trends among taxonomic groups and assess whether these trends are influenced by recently arrived species (both non-native and invasive); we also test for the sensitivity of the trends to the confidence level given by experts. We finally discuss our findings on the drivers of biodiversity loss in the Camargue and reflect on the method used to monitor the status and trends of biodiversity in other Mediterranean wetlands where quantitative long-term datasets for most taxonomic groups are lacking.

## Material and methods

### Case study

This study focuses on the Camargue (Fig 1), one of the most biodiverse wetlands in the Mediterranean basin [3,31]. The study area comprises approximately 135,000 ha. It was designated as a Ramsar site in 1986 for its international importance for nesting, staging and wintering waterbirds [10,32].

We chose a time period of approximately 40 years starting from the 1970s because it coincides with historical data coverage in the scholarly literature for the majority of taxa. Given the number of ecological studies already existing for several taxonomic groups, it seemed reasonable to find experts with first-hand experience over this period. Furthermore, a large part of the Camargue was designated at that time as both a Biosphere Reserve (1977; covering a total of 193,000 ha) and a Natural Regional Park (1970; over 80,000 ha), with the aim of promoting the conservation of biodiversity as well as the traditional socio-economic activities in the area [10,33]. We selected taxonomic groups for which there were both data in the literature and



**Fig 1. Study area of the Camargue (southern France).** The study area is delimited by a black line. Light and dark grey indicate land and water, respectively. Note that the marine part of the area was not included.

<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0224235.g001>

experts to evaluate them. The chosen taxa were amphibians, reptiles, breeding birds, fish, mammals, odonates, orthopterans and vascular plants (more details in [S1 Appendix](#)).

### Expert consultation

The research design of this study is in accordance with the Ethical Review Board in the Humanities and Social and Behavioural Sciences of the University of Helsinki and followed the codes of ethics of the American Anthropological Association. All participants who were involved in this research were invited to be co-authors of this publication, with only those who showed an interest becoming part of the article's authorship.

Before the start of the research, we obtained oral consent from all the participants involved in the study. We explained the project in detail to the participants, stressing that participation was strictly voluntary and that participants could opt out of the research at any point. We also emphasized that the information collected would be made available in the form of a scientific publication. Participation did not involve any cost to participants except for the time they gave during the evaluations based on the recruitment that took place at the Tour du Valat research institute and/or with online surveys. We also asked the participants whether they would like the information to be returned to them individually in any specific format. Data were collected on paper, and later digitized and stored in databases only accessible to the research team. At the end of the data collection (both workshops and online surveys), all information obtained was shared with participants at a dedicated workshop at the Tour du Valat (February 2018), where preliminary results of the project were presented.

During July and August 2017 we applied a snowball sampling technique [34] to find experts from different areas of the Camargue who would have in-depth expertise on the species in the study area during the selected period for each of the chosen taxonomic groups. The starting point for the snowball sampling technique were experts working at the Tour du Valat. From there, we identified and contacted other experts who have worked in the area, targeting those who had long-term experience observing species and the social-ecological changes in the study area. More than half of the experts initially contacted ( $n = 68$ ) composed the final sample of experts (see [Table 1](#)).

A total of six expert workshops were carried out at the Tour du Valat between August 2017 and November 2017 ([Table 1](#)) for the eight different taxa. Upon arrival, each expert was provided with a list including all the species for a given taxon and occurrence data (presence/absence values) obtained from the scholarly literature (more information in [S1 Appendix](#)). These records from the literature were obtained by reviewing documents held at the library of the Tour du Valat, the largest documentation centre on the natural history of the Camargue. These included several books and monographs on the social-ecological history of the Camargue (see references consulted in [S1 Appendix](#)). During the same workshops, experts were asked to verify and complement the species list and occurrence data for each species on the 1970s and the 2010s. We defined 1970 as roughly represented by species observations and relevant literature from the period 1965–1975, and 2010 from the period 2005–2015 (see details in [S1 Appendix](#) and [S1 Table](#)). Experts then categorized species trends between the 1970s and the 2010s as “increased”, “stable” or “declined”, and allocated each species to an abundance category for each period. The abundance categories were agreed upon by participants during the workshops and varied among taxa. For example, experts felt confident to allocate the abundance of bird species to one of six different categories on a logarithmic scale (0–1 to 10,000–100,000 individuals) whereas reptile and amphibian species were described using only three categories (“absent”, “rare” or “common”). To measure the confidence level of expert estimates, we asked them to provide a confidence score for each estimate (trend and



**Table 1. New data obtained from experts through workshops and online surveys, and existing data based on the literature consulted.**

Taxonomic group	Date	Experts	Species considered	Species Pres/Abs	Species Abund	Species Trend	Species All
<b>New data from experts</b>							
Birds	22-08-17	9	132	132	132	132	132
Amphibians	08-09-17	4	10	9	9	10	9
Reptiles	08-09-17	4	16	16	16	16	16
Mammals	12-09-17	6	58	58	58	38	38
Plants	20-09-17	6	1263	1154	1152	1106	1101
Fish	27-09-17	8	54	52	52	54	52
Odonates	22-11-17	4	55	53	53	33	32
Orthopterans	22-11-17	4	84	51	1	13	1
<b>Total</b>		<b>44</b>	<b>1672</b>	<b>1525</b>	<b>1473</b>	<b>1402</b>	<b>1381</b>
<b>Existing data from literature</b>							
Birds			132	132	37	50	32
Mammals			58	58	57	13	13
<b>Total</b>			<b>190</b>	<b>190</b>	<b>94</b>	<b>63</b>	<b>45</b>

Dates when workshops took place, number of experts who participated in each consultation (either physically or via email), number of species initially considered and number of species for which we obtained at least one estimation (for presence/absence “Pres/Abs” and abundance “Abund” in both study periods, trends “Trend”, and for all presence/absence, abundance and trend metrics “All”). Note that some experts (n = 9) were able to participate in more than one evaluation (e.g. breeding birds and mammals), providing expertise for more than one taxon. Previous existing estimates for the species considered in this study were only found for birds and mammals from the literature search.

<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0224235.t001>

abundance values) from 0 to 5 (details on the different categories defined for the trends, abundance and confidence scores can be found in [S2 Appendix](#)).

Although each expert initially evaluated each species independently, they were encouraged to discuss among themselves (e.g. a species that was rare and/or poorly documented) and/or consult literature when in doubt. Experts were free to disagree with existing literature if it did not correspond with their own personal observations. Experts that could not participate at the given date were offered the possibility to contribute via an online survey after the workshop was held (see more details about the online surveys in [S3 Appendix](#)).

Additionally, we carried out a validation analysis, crosschecking trend estimates obtained from experts with those derived from the literature consulted (see [S2 Table](#)).

### Changes in occurrence and abundance

Changes in species occurrence (presence/absence data) were calculated based on the number of species that appeared or disappeared from the study area (i.e. average of presence/absence values given by experts in the 1970s and the 2010s for each species in each taxonomic group).

Abundance scores were calculated for each species and each time period, and then weighted according to the degree of agreement among experts. Abundance confidence scores were weighted based on the degree of confidence given by experts (a detailed explanation can be found in [S2 Appendix](#)). For each taxonomic group, we used Welch Two Sample *t*-tests, which allow for heteroscedasticity, to find significant differences between the average weighted abundance and average weighted confidence scores in the 1970s and the recent time (i.e. changes in abundance and confidence scores, respectively). Note that differences in abundance and confidence scores could not be tested for orthopterans due to the limited number of estimations obtained from the experts.

## Modelling species trends

We used trend data to model species trends across all taxonomic groups (information equally coded; see [S2 Appendix](#)). We constructed a trend score (hereafter weighted trend) using the values assigned to trend categories (1 for increasing trends, 0 for stable trends, and -1 for declining trends) and calculated a weighted trend for each species in each taxonomic group following the same method as for abundance (see [S2 Appendix](#) for more information). The species-specific weighted trends were later on defined as the response variable in our models (see below). Using the information on confidence scores associated to trend estimates, weighted confidence scores were calculated for each species trend as done for abundance confidence scores (see [S2 Appendix](#)).

In addition, to explain potential taxonomic differences in trends and to detect changes at the ecosystem level, we considered two main components:

**Novelness.** Defining whether the species were new for the Camargue region (if they appeared during the 2010s) or native (if they were already present in the 1970s) based on the occurrence data (average of presence/absence values among all experts who evaluated a particular species through workshops and/or online surveys). Experts were asked to corroborate that the identified number of new arriving species was realistic and not the result of observation effort biases [35] or taxonomic changes (especially in the case of plants, since differences in species taxonomic classification occurred between the 1970s and the recent time). Only in less than 1% of all species trend estimates, the presence or absence of a species could not be corroborated for a certain period due to lack of information from both literature and experts.

**Invasiveness.** Defining whether species were considered as invasive or non-invasive regardless of their classification as native or novel species; see definition of *biological invasion* [36]. This information was obtained from the European list of alien invasive species [37] and later on reviewed and improved by experts from the Tour du Valat who adapted the list to the Camargue. The Camargue list of invasive fish [38] was complemented with data from the National Museum of Natural History in France (MNHN). The plant list of invasive species was complemented with the publication of Terrin et al. [39].

These two components were then integrated in a single variable called “nov-inv”, in which each species was classified in one of the four categories: “0” for non-novel and non-invasive species, “1” for non-novel and invasive species, “2” for novel and non-invasive species and “3” for novel and invasive species (see [S1 Fig](#) for a distribution of the species in each category).

In order to evaluate which subset of explanatory variables best described patterns in species trends, we made use of information-theoretic model selection [40]. The set of explanatory variables used to construct the competing candidate models included:

- taxa-ID: identity of the taxonomic groups, set as a factor variable.
- nov-inv: variable defining both the novelty and invasiveness component of each species, set as a factor variable.
- CS: weighted confidence score values, set as a continuous variable, calculated using the information on confidence scores associated with species trend estimates (see above). We included this covariate to check whether trend values were correlated with confidence scores (e.g. lower confidence scores being associated to more negative trend values).

Because the novelty and invasiveness component was assumed to differ between taxonomic groups, we included interactions between “nov-inv” and “taxa-ID”. The competing models had all the possible subsets of explanatory variables whose maximum Pearson’s correlation coefficients were below 0.5 to avoid problems with collinearity [41]. We finally obtained a total of 10 different model combinations that were evaluated according to their parsimony based on their AIC (Akaike’s Information Criterion) [40] values and assuming normally

distributed residuals (see Table 2). In all models, we used the previously calculated species-specific weighted trends as the response variable.

We fitted multiple linear regression models to each of the 10 candidate models using the “lm” function in R version 3.4.3 [42]. *F*-tests were calculated to test the significance of the predictors in the models. Differences in species trends between the different categories of the variable “nov-inv” (factor with 4 levels) were tested using pairwise multiple comparisons.

## Results

### Complementing literature with expert knowledge data

Our final dataset consisted of 1525 species estimates of presence/absence (91% of the total number of species initially considered), 1473 species abundance estimates (88%), and 1402 species trend estimates (84%; Table 1). For 1381 species all three metrics (species presence/absence, abundance and trends) were estimated (83%; Table 1).

Almost all trend and abundance estimates obtained through expert consultation were new additions (i.e. species evaluated for the first time for which there were not previous estimates in terms of trends and/or abundance in the literature consulted). We collected a total of 1339 new species trend estimates (96% from all species trend estimates) and 1379 abundance estimates (94% from all species abundance estimates). Even for breeding birds and mammals, for which a considerable number of estimates of trends and/or abundance for the selected period were already available in literature (Table 1), we were able to obtain new information for more than 50% of the bird species found in the Camargue in terms of trends (62%) and also in terms of abundance (72%). Trend estimates from experts matched in 90% of cases with those obtained from literature for birds and in 92% of cases for mammals. Only in the case of birds there was one species whose trends from experts were found to be the opposite compared to literature (S2 Table).

In general terms, we obtained a good proportion of data for the three metrics considered. The main exception were orthopterans, with experts only being able to identify the presence/absence of 61% of the 84 species initially considered and the abundance of one species for both study periods (Table 1). Therefore, this is the taxonomic group with the least information available, and only 15% of the 84 identified species were evaluated in terms of trends. More information on trends can be found in S3 and S5 Tables and S4 Appendix.

**Table 2. The 10 candidate models explaining patterns in species trends evaluated based on their AIC values.**

Model	<i>k</i>	$\Delta_i$	$w_i$
<b>Trend ~ taxa-ID + nov-inv</b>	<b>11</b>	<b>0.00</b>	<b>0.547</b>
<b>Trend ~ taxa-ID + nov-inv + CS</b>	<b>12</b>	<b>0.39</b>	<b>0.451</b>
Trend ~ taxa-ID * nov-inv	32	12.92	0.001
Trend ~ taxa-ID * nov-inv + CS	33	12.96	0.001
Trend ~ nov-inv + CS	5	58.86	9e-14
Trend ~ nov-inv	4	59.61	6e-14
Trend ~ taxa-ID + CS	9	447.77	3e-98
Trend ~ taxa-ID	2	449.65	1e-98
Trend ~ 1	1	498.77	3e-109
Trend ~ CS	2	499.02	2e-109

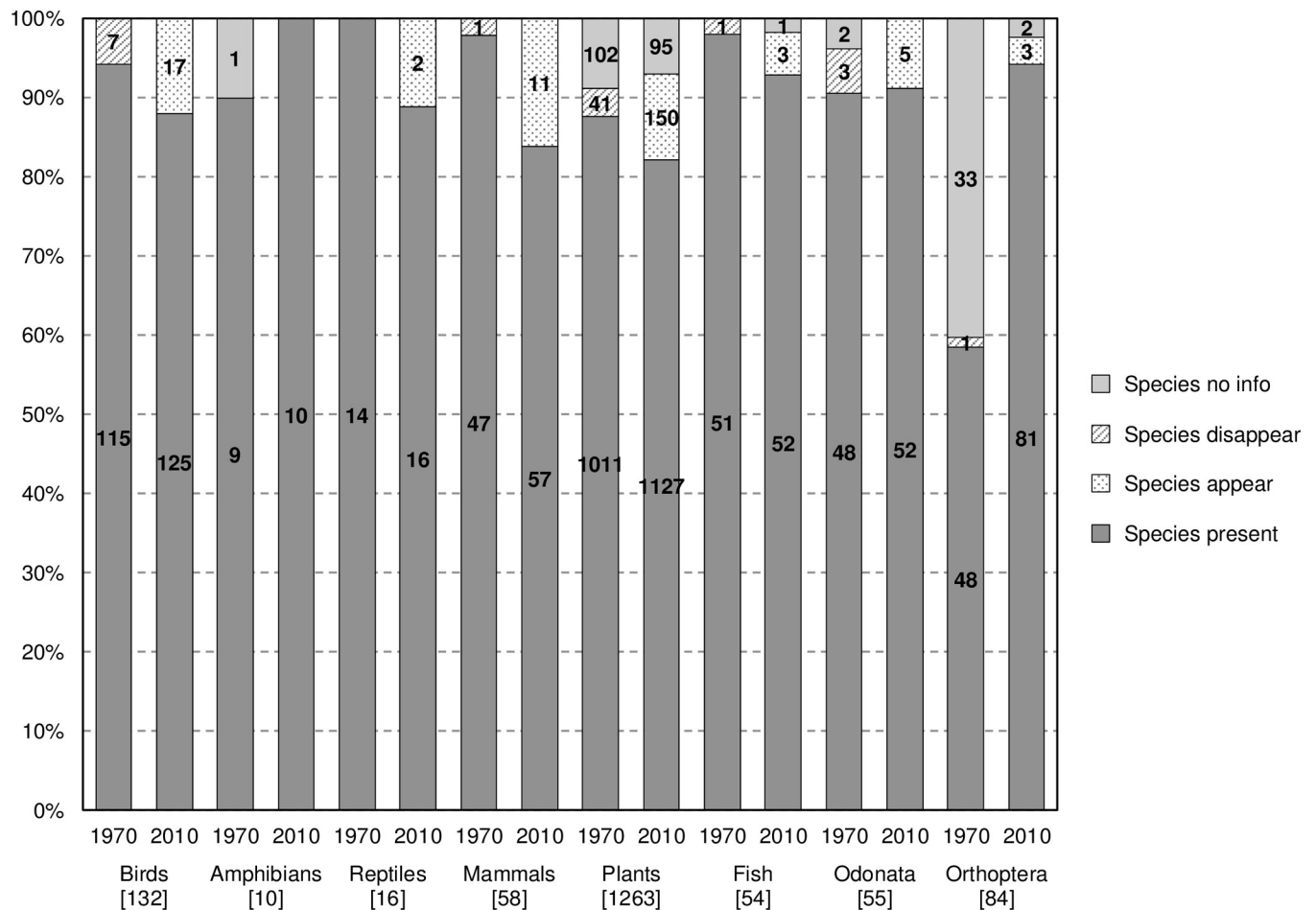
*k* is the number of explanatory variables,  $\Delta_i$  the AIC differences compared to the most parsimonious model, and  $w_i$  the AIC weights. The model indicated as “Trend ~ 1” includes only the intercept. In the models containing the taxonomic identity of the groups (“taxa-ID”), birds were selected as the reference group (intercept). Similarly, in the models containing the variable “nov-inv”, non-novel and non-invasive species were also set as the intercept. CS is the weighted confidence score. The most parsimonious models are in bold.

<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0224235.t002>

### Occurrence and abundance changes

From all species initially evaluated (n = 1672), a total of 191 species (11%) were identified as “new arrivals” (i.e. species that were not present in the Camargue in the 1970s) based on presence/absence data. Of the taxa, mammals had most new species arriving (19% of the species list per taxa; Fig 2). The total number of species that disappeared from the 1970s to the 2010s was 54 (3%). Birds and odonates were the two taxonomic groups with most species disappearing (5% of the species list per taxa in both cases; Fig 2).

When comparing the average abundance for each taxonomic group between the 1970s and the 2010s, we found a significant increase for breeding birds (Welch Two Sample *t*-test:  $m_{1970s} = 2.4, m_{2010s} = 2.7, df = 255.94, t = 2.03, p = 0.043$ ) and vascular plants (Welch Two Sample *t*-test:  $m_{1970s} = 1.9, m_{2010s} = 2.1, df = 2280.10, t = 3.89, p < 0.001$ ). This result suggests that birds and plants have become more abundant during the last 40 years, with birds having experienced an average change of one category of abundance (more information in S4 and S5 Tables). We were not able to identify any significant change in abundance for other taxonomic groups. Across taxa, experts consistently tended to be more confident about estimates for recent observations in comparison to estimates for the 1970s (see S4 Appendix).



**Fig 2. Species occurrence changes in the Camargue based on the average of presence/absence values given by experts.** Dark grey columns depict the number of species present in the Camargue in the 1970s and the 2010s for each taxonomic group. The graph also shows the number of species that appeared after the 1970s, the number of species that disappeared from the study area, and number of species with no information on their occurrence. Categories are represented as percentages in order to be compared between taxa. Numbers in brackets indicate the species initially considered during the expert evaluations.

<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0224235.g002>

### Trend model

Results from the information-theoretic approach revealed that there were two models supported over the others in terms of parsimony (AIC weights of the first and second best models:  $w_1 = 0.547$  and  $w_2 = 0.451$ , respectively; difference in AIC between the best and the third best model was  $\Delta_i > 12.92$ ; Table 2). Both best models included the predictor “taxa-ID” (taxonomic identity of the group), which had significant effects on species’ trends (best model:  $F = 10.71$ ,  $df = 7$ ,  $p < 0.001$ ; Table 3).

Trends of orthopterans, odonates and amphibians were significantly declining compared to birds, the reference group. In addition, trends of reptiles and mammals were almost significantly differing from birds (Table 3 and Fig 3).

Both best models also included the predictor “nov-inv” describing the novelty and invasiveness characteristics of the species. This variable had also significant effects on species trends (best model:  $F = 165.00$ ,  $df = 3$ ,  $p < 0.001$ ; Table 3). Trends of non-novel invasive species, novel non-invasive species and novel invasive species were significantly increasing as compared to non-novel non-invasive species, the reference group (Table 3 and Fig 3). In addition, non-novel (native) invasive species had significantly lower trends as compared to both novel non-invasive (Pairwise comparison:  $b = -0.529 \pm 0.100$  SE,  $p < 0.001$ ) and novel invasive species (Pairwise comparison:  $b = -0.553 \pm 0.117$  SE,  $p < 0.001$ ). The second best model included the weighted confidence scores “CS” calculated from the information on confidence scores given by experts, but this variable had no influence on species trends ( $b = 0.160 \pm 0.127$  SE,  $df = 1384$ ,  $t = 1.27$ ,  $p = 0.206$ ).

### Discussion

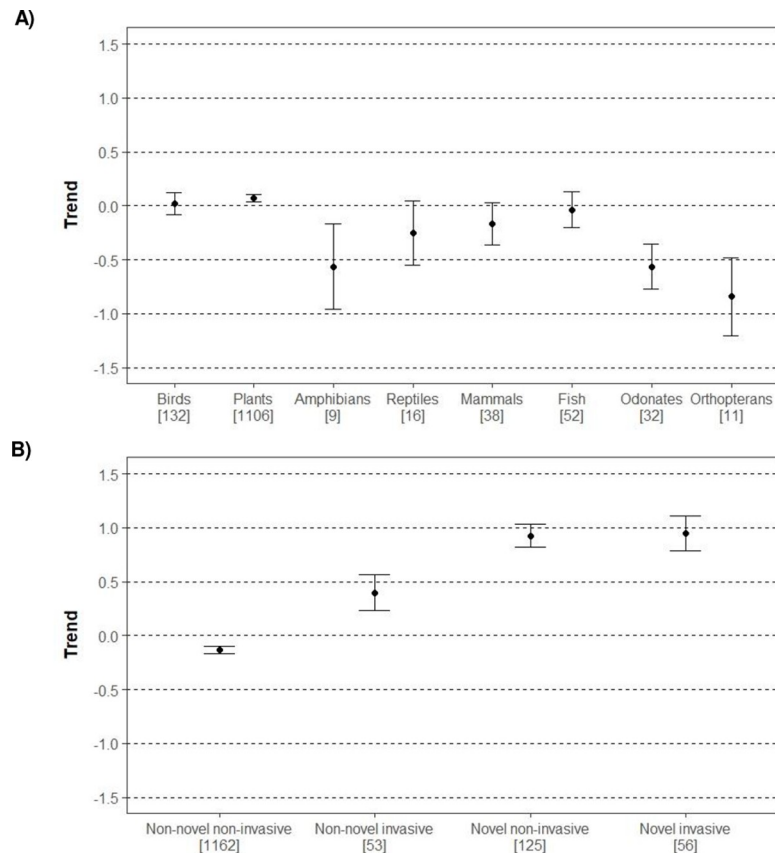
The expert workshops and posterior online surveys allowed an enriched understanding of the status and trends of biodiversity in the Camargue. Apart from changes in occurrence of species in the system (i.e. presence/absence), the most important data obtained refer to the identification of changes in species’ abundances from the 1970s to the 2010s. An analysis by taxonomic

**Table 3. Coefficients and test values of variables explaining the patterns in trends shown only for the most parsimonious model.**

Variable	Estimate	SE	t-value	p-value
<b>Best model:</b>	<b>Trend ~ taxa-ID + nov-inv</b>			
Intercept	<b>-0.138</b>	<b>0.053</b>	2.59	0.010
Plants	0.052	0.056	0.93	0.355
Amphibians	<b>-0.585</b>	<b>0.209</b>	2.79	0.005
Reptiles	-0.272	0.161	1.69	0.091
Mammals	-0.185	0.112	1.65	0.100
Fish	-0.058	0.100	0.59	0.558
Odonates	<b>-0.585</b>	<b>0.120</b>	4.88	< 0.001
Orthopterans	<b>-0.862</b>	<b>0.191</b>	4.52	< 0.001
Non-novel invasive	<b>0.527</b>	<b>0.086</b>	6.15	< 0.001
Novel non-invasive	<b>1.056</b>	<b>0.057</b>	18.42	< 0.001
Novel invasive	<b>1.080</b>	<b>0.083</b>	12.94	< 0.001
Residual SD	0.608	–	–	–
Adjusted R <sup>2</sup>	0.296	–	–	–

The estimated residual standard deviation (Residual SD) and adjusted R<sup>2</sup> are also presented in the table. Statistically significant ( $p$ -value < 0.05) coefficients are in bold and tendencies ( $p$ -value < 0.1) are italicised. Note that breeding birds (“taxa-ID”) and non-novel non-invasive species (“nov-inv”) are defined as the intercept in the model.

<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0224235.t003>



**Fig 3. Predicted trends and 95% confidence intervals from the best model given: A) identity of the taxonomic group (“taxa-ID”), and B) novelty and invasiveness component of each species (“nov-inv”).** Note that trends are predicted based on 1396 observations because six species could not be classified in any of the four represented categories in B). Trend values range from  $-1$  (decline) to  $1$  (increase) according to categorization of trends made by experts. See Methods section for a description of the variables included in the best model (Table 3).

<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0224235.g003>

group cannot reveal why such changes happened unless most species within a taxonomic group share similar life-history traits and/or habitat preferences. This is partially the case for amphibians and odonates, which are closely linked to freshwater wetlands, and orthopterans, where many species are associated with grasslands. Based on the results from the trend model, amphibians, odonates and orthopterans were the three taxa showing the most significant declining trends. Temporary ponds and grasslands reduced in surface area by around 60% between 1942 and 1984 [43]. These two habitats have declined the most in the Camargue, having been converted into farmland or industrial areas. Therefore, it is likely that the severe degradation of the conservation status of these three taxonomic groups is related to the loss of those habitats. The modification of hydraulic management [44] has contributed significantly to the decline of amphibians and odonates over the past forty years. In addition to changes in hydrology [45], the use of selective insecticides to control mosquito larvae has been shown to decrease the abundance and species richness of odonates [46]. Other factors have had an impact, such as the massive contamination of aquatic environments by pollutants of agricultural and industrial origin [47]. The change in agricultural practices over the last decades has contributed to the disappearance of the threatened *Sympetrum depressiusculum* [48,49], which was very abundant in the rice fields of the Camargue a few decades ago [50]. Finally, the colonization of the Camargue by the exotic red swamp crayfish *Procambarus clarkii* has had an



impact on odonates [51], and probably on some amphibian species such as the palmate newt *Lissotriton helveticus*, although no impact could be demonstrated on the Mediterranean tree frog *Hyla meridionalis* [52]. Although orthopterans were identified as the group showing the starker declines, so far no study has investigated the drivers of these trends either in the Camargue or in other Mediterranean wetlands. However, experts consistently agreed during the workshop that this group suffered from the use of herbicides and insecticides, e.g. *Chorthippus* spp. [53].

Within other taxonomic groups considered in this study, species are found in a wider diversity of habitats and it is harder to relate changes in species abundance or richness to changes in ecosystem extent or functions. In each of these groups we find increasing, declining and stable species. Both mammals and reptiles showed almost significant declining trends. The intensification of agricultural practices and the loss of natural habitats might explain this tendency. Although mammals were the group with most species naturally arriving in the Camargue, e.g. small carnivorous species such as the common genet *Genetta genetta*, the beech marten *Martes foina* or the pine marten *Martes martes* [54–57], populations of many mammalian species have declined sharply in the last decades, probably due to changes in agricultural practices [56,57]. However, one of the most spectacular and dramatic declines, that of the European rabbit *Oryctolagus cuniculus*, is attributed to the appearance of new epizootic diseases [58]. For the ocellated lizard *Timon lepidus*, the disappearance of rabbit warrens has driven the species to the brink of extinction due to the lack of suitable sites [59]. Similarly, the significant increase in wild boar *Sus scrofa* populations in the delta [56] is having a strong impact on reptiles [60].

While vascular plants did not show any noticeable change in trends, our results revealed that this group experienced a significant increase in average abundance between the 1970s and the present time. This pattern might be explained by the introduction of novel species, including highly invasive species (e.g. water primrose *Ludwigia* spp., groundsel tree *Baccharis halimifolia* and several others). These species may have benefitted from the construction of irrigation and drainage canals, increasing plant productivity in wetlands and developing woody ecosystems along canals, and the increased nutrient loads in arable lands [44,61–63]. This contrasts with the decrease of some plant populations, especially those of temporary ponds and dry grasslands [44,64].

Birds became more abundant during the study period. Several authors argued that this group may have benefitted from different conservation actions and management schemes as part of the implementation of the EU Birds and Habitat Directives [7,65]. Additionally, changes in water management regimes may have facilitated the colonization and/or niche expansion by new bird species, including several waterbirds and raptors that formerly suffered from uncontrolled hunting and human persecution in the Camargue, e.g. several species of herons and egrets [66,67]. Also, while some species may have suffered from the arrival of invasive species (e.g. amphibians, odonates), for others this has meant an increase in food resources and in consequence a remarkable boost in their populations, e.g. some bird species [68]. Although some newly arrived bird species strongly increased in the Camargue (including the common wood pigeon *Columba palumbus* or the great egret *Ardea alba*), birds were one of the groups with most species disappearing from the study area in the last 40 years. Farmland birds in particular have declined since the 1950s [8]. However, because of the significant differences in confidence scores between the 1970s and the 2010s (i.e. lower confidence in our ecological baseline), changes in abundance for breeding birds and vascular plants must be regarded with caution.

Overall, our study provides evidence that the biodiversity of the Camargue ecosystem has deteriorated, with amphibians, odonates and orthopterans showing some of the sharpest declines. The patterns of increases and declines in different species groups reflect major

changes in the compositional structure of the studied taxa, and indicate that the Camargue has undergone significant changes with important implications for local ecosystem functioning. These changes have taken place despite the different protection measures established in the Camargue since the 1970s (i.e. the Natural Regional Park and the Biosphere Reserve) and other protection measures already in place, e.g. the Camargue National Reserve, created in 1927 [33]. While these measures have clearly proved to be efficient for several bird species, they have failed to preserve the overall species diversity. We may therefore be unaware of the loss of biodiversity in other sites in the Mediterranean basin where protection measures are lacking and less expert knowledge is available.

Our results were limited by expert knowledge and the availability of scholarly literature over the study period, which determined the taxa and temporal coverage [69]. Despite differences in experts judgements, and sometimes limitations on data collection (e.g. decline of certain common species overlooked by experts), the method delivered robust outcomes about different taxa, even for species groups such as invertebrates, for which there are currently little or no data. Odonates were one of the groups with the largest number of species disappearing, and almost all orthopteran species that were considered to be declining according to experts have been classified as threatened in the Mediterranean region [70]. Obtaining estimates for these groups is particularly relevant to determine the extent of biodiversity loss. Although data from literature was only available for birds and mammals, the high percentage of matches in trend estimates between expert knowledge and published studies for these two groups provides an indication of the expertise and quality of the information contributed by the participants.

Acknowledging that major land-use changes have already taken place in the study area between late 1960s and early 1970s, e.g. channelization of the Rhône river, embankment [71,72], which are probably not fully captured in our data, we were able to detect some interesting patterns of change in a period of only 40 years through the use of expert judgement. Moreover, our results align well with those obtained from the computation of the Living Planet Index of Mediterranean wetlands [7,73] and the Living Region Index of the Provence-Alpes-Côte d'Azur [74], but we further refine them by broadening the temporal resolution and incorporating some of the previously neglected taxa. However, more research is needed to provide a more comprehensive understanding of the responses of the Camargue ecosystem to particular drivers of biodiversity loss (e.g. pesticide use, wetland management) and how they affect species assemblages.

This study represents the first attempt to monitor changes in biodiversity in the Camargue using an expert knowledge approach. We have demonstrated the value of complementing scholarly literature with expert knowledge, which opens new avenues for data collection, notably for identifying trends. Considering the urgent need to reverse biodiversity loss in Mediterranean wetlands, and taking into account the lack of long-term datasets for most taxonomic groups, our method could be used as a complementary tool to monitor the status and trends of biodiversity in data-deficient regions, and help manage the uncertainties and complexities associated with rapid social-ecological change.

## Supporting information

**S1 Appendix. Content of tables and compilation of information used in workshops.** Content of the tables used in expert workshops and subsequent online surveys, and compilation of information used for species evaluation for each taxonomic group. Note that, as a general rule, we did not consider certain species in the survey if there was a common consensus that they were absent from the Camargue in both study periods.

(DOCX)



**S2 Appendix. Categorization of metrics and computation of the weighted trends, abundances and confidence scores.** Trend, abundance and confidence score categories defined for each of the included taxa, and calculations made to obtain the weighted trends, abundances and confidence scores. Note that experts were not always able to provide trend and abundance estimates for all species, and only estimates associated to a certain confidence score were considered for the computation of the weighted trends and abundances.

(DOCX)

**S3 Appendix. Details of online surveys.** Additional information from the online surveys.

(DOCX)

**S4 Appendix. Averaged weighted confidence scores for trends and abundance.** Results from averaged weighted confidence scores for trends and abundance.

(DOCX)

**S1 Table. Example of tables used in workshops and online surveys.** Example of the content of surveys (in this case for amphibians, in French and English) used during the workshops and online surveys. The content shown in this table was very similar as for the rest of the studied taxonomic groups, the only difference being the species evaluated and the type of qualitative information included. Class, family, scientific and common name of the species, qualitative information and presence/absence data for the two study periods obtained from literature were added to the table. Note that for some species, information on the presence/absence could not be determined before the workshop even with the previous consultation with an expert due to lack of background information and/or knowledge of the species at a particular time period (especially in the 1970s). Experts were asked to provide information on species trends and abundances (for both study periods) as well as confidence scores (CS in English, SC in French; see [S2 Appendix](#) for more details). An additional space was left for comments from experts on a particular species.

(DOCX)

**S2 Table. Verification of raw trend data obtained from experts with species trend estimates derived from literature for both breeding birds and mammals.** Trend estimates from experts were compared to trends derived from quantitative data, only known for species counted in all or almost the entire delta. Species with one asterisk refer to one category of discrepancy among trends (e.g. stable vs increase), whereas two asterisks indicate a two-level discrepancy among trends (i.e. opposite trends; decline vs increase).

(DOCX)

**S3 Table. Results from raw trend data.** Number and percentage of increasing, declining and stable species for each of the taxonomic groups evaluated based on the average reply from experts (raw trend data). Categorization of trends was the same for all taxonomic groups (see [S2 Appendix](#)). The highest percentages of declining species were identified for orthopterans, odonates and amphibians, while the highest percentage of increasing species belonged to mammals, plants and birds. The highest percentages of stable species were associated to fish, followed by birds and plants. For half of the taxonomic groups, the percentage of stable species was a bit higher than for increasing and declining species.

(DOCX)

**S4 Table. Results from raw abundance data.** Number of species distributed in the different abundance categories for each taxonomic group and period (the 1970s and the 2010s) based on the average answer from experts (raw abundance data). Categorization of abundance was the same for amphibians, reptiles, mammals, fish, odonates and orthopterans (see [S2 Appendix](#)).

For birds, numbers in brackets refer to individuals.  
(DOCX)

**S5 Table. Average weighted trends, abundances and confidence scores.** Average weighted species trends, abundances, distributions (except for birds and vascular plants) and confidence scores for each taxonomic group. See [S2 Appendix](#) for more information on the different categories and given values. Note that only one orthopteran species was evaluated in the 1970s.  
(DOCX)

**S1 Fig. Distribution of species in categories of variable “nov-inv”.** Number of species classified in each of the four categories of the variable “nov-inv”: non-novel non-invasive species, non-novel invasive species, novel non-invasive species and novel invasive species for each taxonomic group. Species for which we could not confirm whether they were considered as new arrivals are also plotted. Note that numbers have been obtained from the trend database ( $n = 1402$  species). Categories are represented as percentages in order to be compared between taxa. The majority of species were classified as non-novel non-invasive (83% from total). Amphibians and odonates had 90% or higher number of species belonging to this category. Novel non-invasive species were the second most popular group (9% from total). Mammals had most species belonging to categories non-novel invasive (8%), novel non-invasive (13%) and novel invasive (11%).  
(TIF)

## Acknowledgments

We would like to show our utmost gratitude to all the experts who participated in the study, without whom this project would have been impossible: 1) Birds: Thomas Blanchon, Damien Cohez, Pierre-André Crochet, Paul Isenmann, Yves Kayser, Karsten Schmale, Marc Thibault, Rémi Tiné, Benjamin Vollot; 2) Amphibians and reptiles: Stéphan Arnassant, Pierre-André Crochet, Claude-Pierre Guillaume; 3) Mammals: Alexandre Haquart, Yves Kayser, Françoise Poitevin, Karsten Schmale; 4) Vascular plants: Nicolas Borel, Henri Michaud, Jean-Baptiste Mouronval, Nicole Yavercovski; 5) Fish: Michel Bénézet, Georges Carrel, Silke Befeld, Anaïs Cheiron, Pascal Contournet, Alain Crivelli, François Lescuyer; and 6) Odonates and orthopterans: Yoann Blanchon, Yoan Braud, Damien Cohez, Stéphane Jaulin, Michel Lepley, Michel Papazian, Charlotte Ronne. We would also like to thank Anis Guelmami for producing [Fig 1](#) and Álvaro Fernández-Llamazares for his useful comments on an earlier version of the manuscript.

## Author Contributions

**Conceptualization:** Sara Fraixedas, Thomas Galewski, Philippe Lambret, Ilse R. Geijzendorffer.

**Data curation:** Sara Fraixedas, Sofia Ribeiro-Lopes.

**Formal analysis:** Sara Fraixedas, Jonathan Loh.

**Funding acquisition:** Sara Fraixedas, Thomas Galewski, Ilse R. Geijzendorffer.

**Investigation:** Sara Fraixedas, Thomas Galewski, Sofia Ribeiro-Lopes, Ilse R. Geijzendorffer.

**Methodology:** Sara Fraixedas, Thomas Galewski, Ilse R. Geijzendorffer.

**Project administration:** Sara Fraixedas.

**Resources:** Thomas Galewski, Ilse R. Geijzendorffer.

**Software:** Sara Fraixedas, Sofia Ribeiro-Lopes.

**Supervision:** Thomas Galewski, Ilse R. Geijzendorffer.

**Validation:** Sara Fraixedas.

**Visualization:** Sara Fraixedas, Sofia Ribeiro-Lopes.

**Writing – original draft:** Sara Fraixedas.

**Writing – review & editing:** Sara Fraixedas, Jonathan Loh, Jacques Blondel, Hugo Fontès, Patrick Grillas, Philippe Lambret, Delphine Nicolas, Anthony Olivier.

## References

1. Malcolm JR, Liu C, Neilson RP, Hansen L, Hannah L. Global warming and extinctions of endemic species from biodiversity hotspots. *Conserv Biol.* 2006; 20(2): 538–548. PMID: [16903114](#)
2. Cuttelod A, García N, Abdul Malak D, Temple H, Katariya V. The Mediterranean: a biodiversity hotspot under threat. In: Vié J-C, Hilton-Taylor C, Stuart SN, editors. *The 2008 Review of The IUCN Red List of Threatened Species.* Gland: IUCN; 2008. pp. 1–13.
3. Blondel J, Aronson J, Bodiou J-Y, Boeuf G. *The Mediterranean Region: Biodiversity in Space and Time.* 2nd ed. Oxford and New York: Oxford University Press; 2010.
4. MWO2. *Mediterranean Wetlands Outlook 2. Solutions for Sustainable Mediterranean Wetlands.* Tour du Valat; 2018.
5. Green AJ, El Hamzaoui M, El Agbani MA, Franchimont J. The conservation status of Moroccan wetlands with particular reference to waterbirds and to changes since 1978. *Biol Conserv.* 2002; 104: 71–82.
6. Underwood EC, Viers JH, Klausmeyer KR, Cox RL, Shaw MR. Threats and biodiversity in the mediterranean biome. *Divers Distrib.* 2009; 15: 188–197.
7. Galewski T, Collen B, McRae L, Loh J, Grillas P, Gauthier-Clerc M, et al. Long-term trends in the abundance of Mediterranean wetland vertebrates: From global recovery to localized declines. *Biol Conserv.* 2011; 144: 1392–1399.
8. Galewski T, Devictor V. When common birds became rare: Historical records shed light on long-term responses of bird communities to global change in the largest wetland of France. *PLoS One.* 2016; 11(11): e0165542. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0165542> PMID: [27832127](#)
9. Mathevet R. *Camargue incertaine: sciences, usages et natures.* 1st ed. Paris: Buchet-Chastel; 2004.
10. Mathevet R, Peluso NL, Couespel A, Robbins P. Using historical political ecology to understand the present: water, reeds, and biodiversity in the Camargue Biosphere Reserve, southern France. *Ecol Soc.* 2015; 20(4): 17.
11. Vilà M, Espinar JL, Hejda M, Hulme PE, Jarošik V, Maron JL, et al. Ecological impacts of invasive alien plants: a meta-analysis of their effects on species, communities and ecosystems. *Ecol Lett.* 2011; 14: 702–708. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2011.01628.x> PMID: [21592274](#)
12. Oliver TH, Isaac NJB, August TA, Woodcock BA, Roy DB, Bullock JM. Declining resilience of ecosystem functions under biodiversity loss. *Nat Commun.* 2015; 6: 10122. <https://doi.org/10.1038/ncomms10122> PMID: [26646209](#)
13. Laverty C, Green KD, Dick JTA, Barrios-O'Neill D, Mensink PJ, Médoc V, et al. Assessing the ecological impacts of invasive species based on their functional responses and abundances. *Biol Invasions.* 2017; 19: 1653–1665.
14. Rodríguez-Pérez H, Hilaire S, Mesléard F. Temporary pond ecosystem functioning shifts mediated by the exotic red swamp crayfish (*Procambarus clarkii*): a mesocosm study. *Hydrobiologia.* 2016; 767: 333–345.
15. Anadón JD, Giménez A, Ballestar R, Pérez I. Evaluation of local ecological knowledge as a method for collecting extensive data on animal abundance. *Conserv Biol.* 2009; 23: 617–625. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2008.01145.x> PMID: [19183211](#)
16. O'Donnell KP, Pajaro MG, Vincent ACJ. How does the accuracy of fisher knowledge affect seahorse conservation status? *Anim Conserv.* 2010; 13: 526–533.
17. Alkemade R, van Oorschot M, Miles L, Nellemann C, Bakkenes M, ten Brink B. GLOBIO3: A framework to investigate options for reducing global terrestrial biodiversity loss. *Ecosystems.* 2009; 12: 374–390.

18. Janse JH, Kuiper JJ, Weijters MJ, Westerbeek EP, Jeuken MHJL, Bakkenes M, et al. GLOBIO-Aquatic, a global model of human impact on the biodiversity of inland aquatic ecosystems. *Environ Sci Policy*. 2015; 48: 99–114.
19. Newbold T, Hudson LN, Hill SLL, Contu S, Lysenko I, Senior RA, et al. Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. *Nature*. 2015; 520: 45–50. <https://doi.org/10.1038/nature14324> PMID: [25832402](https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/25832402/)
20. Newbold T, Hudson LN, Arnell AP, Contu S, De Palma A, Ferrier S, et al. Has land use pushed terrestrial biodiversity beyond the planetary boundary? A global assessment. *Science*. 2016; 353(6296): 288–291. <https://doi.org/10.1126/science.aaf2201> PMID: [27418509](https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/27418509/)
21. Scholes RJ, Biggs R. A biodiversity intactness index. *Nature*. 2005; 434: 45–49. <https://doi.org/10.1038/nature03289> PMID: [15744293](https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/15744293/)
22. Bonebrake TC, Christensen J, Boggs CL, Ehrlich PR. Population decline assessment, historical baselines, and conservation. *Conserv Lett*. 2010; 3: 371–378.
23. Adams-Hosking C, McBride MF, Baxter G, Burgman M, de Villiers D, Kavanagh R, et al. Use of expert knowledge to elicit population trends for the koala (*Phascolarctos cinereus*). *Divers Distrib*. 2016; 22: 249–262.
24. Fraixedas S, Lindén A, Meller K, Lindström Å, Keiřs O, Kålås JA, et al. Substantial decline of Northern European peatland bird populations: Consequences of drainage. *Biol Conserv*. 2017; 214: 223–232.
25. Ludwig D, Mangel M, Haddad B. Ecology, conservation, and public policy. *Annu Rev Ecol Evol Syst*. 2001; 32: 481–517.
26. Kuhnert PM. Four case studies in using expert opinion to inform priors. *Environmetrics*. 2011; 22: 662–674.
27. Drew CA, Perera AH. Expert knowledge as a basis for landscape ecological predictive models. In: Drew CA, Wiersma Y, Huettmann F, editors. *Predictive Species and Habitat Modeling in Landscape Ecology*. New York: Springer; 2011. pp. 229–248.
28. McBride MF, Garnett ST, Szabo JK, et al. Structured elicitation of expert judgments for threatened species assessment: a case study on a continental scale using email. *Methods Ecol Evol*. 2012; 3: 906–920.
29. Kuhnert PM, Martin TG, Griffiths SP. A guide to eliciting and using expert knowledge in Bayesian ecological models. *Ecol Lett*. 2010; 13: 900–914. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2010.01477.x> PMID: [20497209](https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/20497209/)
30. Martin TG, Burgman MA, Fidler F, Kuhnert PM, Low-Choy S, McBride M, et al. Eliciting expert knowledge in conservation science. *Conserv Biol*. 2012; 26(1): 29–38. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2011.01806.x> PMID: [22280323](https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/22280323/)
31. Perennou C. La Camargue au fil du temps. Evolutions récentes et perspectives. Tour du Valat; 2009.
32. Ramsar. The Annotated Ramsar List of Wetlands of International Importance: France [Internet]. 2012. Available from: [http://archive.ramsar.org/cda/en/ramsar-documents-list-annotated-ramsar-16400/main/ramsar/1-31-218%5E16400\\_4000\\_0\\_](http://archive.ramsar.org/cda/en/ramsar-documents-list-annotated-ramsar-16400/main/ramsar/1-31-218%5E16400_4000_0_)
33. Ernoul L, Mathevet R, Beck N, Legeay L. Community-based conservation in action: what does it really imply in terms of investment? *Conserv Soc*. 2009; 7(3): 205–212.
34. Wasserman S, Pattison P, Steinley D. Social network analysis. In: Everett B, Howell D, editors. *Encyclopedia of Statistics in the Behavioral Science*. New York: Wiley; 2005. pp. 1866–1871.
35. Hillebrand H, Blasius B, Borer ET, Chase JM, Downing JA, Eriksson BK, et al. Biodiversity change is uncoupled from species richness trends: Consequences for conservation and monitoring. *J Appl Ecol*. 2018; 55: 169–184.
36. Valéry L, Fritz H, Lefeuvre J-C, Simberloff D. In search of a real definition of the biological invasion phenomenon itself. *Biol Invasions*. 2008; 10: 1345–1351.
37. Carboneras C, Genovesi P, Vilà M, Blackburn TM, Carrete M, Clavero M, et al. A prioritised list of invasive alien species to assist the effective implementation of EU legislation. *J Appl Ecol*. 2018; 55: 539–547.
38. Rosecchi E, Poizat G, Crivelli AJ. Introductions de poissons d'eau douce et d'écrevisses en Camargue: historique, origines et modifications des peuplements. *Bull Fr Pêche Piscic*. 1997; 344/345: 221–232.
39. Terrin E, Diadema K, Fort N. Stratégie régionale relative aux espèces végétales exotiques envahissantes en Provence-Alpes-Côte d'Azur. Direction Régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement PACA, Région PACA, Conservatoire botanique national alpin & Conservatoire botanique national méditerranéen de Porquerolles; 2014.
40. Burnham KP, Anderson DR. Model selection and multimodel inference. 2nd ed. New York: Springer; 2002.

41. Booth G, Niccolucci M, Schuster E. Identifying proxy sets in multiple linear regression: an aid to better coefficient interpretation. 1st ed. Ogden: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Intermountain Research Station; 1994.
42. R Development Core Team. R: A language and environment for statistical computing. The R Foundation for Statistical Computing; 2013.
43. Tamisier A, Dehorter O. Camargue canards et foulques: Fonctionnement et devenir d'un prestigieux quartier d'hiver. Centre Ornithologique du Gard; 1999.
44. Tamisier A, Grillas P. A review of habitat changes in the Camargue: an assessment of the effects of the loss of biological diversity on the wintering waterfowl community. *Biol Conserv*. 1994; 70: 39–47.
45. Waterkeyn A, Grillas P, Vanschoenwinkel B, Brendonck L. Invertebrate community patterns in Mediterranean temporary wetlands along hydroperiod and salinity gradients. *Freshw Biol*. 2008; 53: 1808–1822.
46. Jakob C, Poulin B. Indirect effects of mosquito control using *Bti* on dragonflies and damselflies (Odonata) in the Camargue. *Insect Conserv Diver*. 2016; 9: 161–169.
47. Mesléard F, Gauthier-Clerc M, Lambret P. Impact of the insecticide Alphacypermetrine and herbicide Oxadiazon, used singly or in combination, on the most abundant frog in French rice fields, *Pelophylax perezi*. *Aquat Toxicol*. 2016; 176: 24–29. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2016.04.004> PMID: 27107241
48. Riservato E, Boudot J-P, Ferreira S, Jović M, Kalkman VJ, Schneider W, et al. The status and distribution of dragonflies of the Mediterranean Basin. Gland and Malaga: IUCN; 2009.
49. Kalkman VJ, Boudot J-P, Bernard R, Conze KJ, De Knijf G, Dyatlova E, et al. European Red List of Dragonflies. Publications Office of the European Union; 2010.
50. Miller AK, Miller PL, Siva-Jothy MT. Pre-copulatory guarding and other aspects of the reproductive behaviour in *Sympetrum depressiusculum* (Selys) in rice fields in southern France (Odonata, Libellulidae). *Odonatologica*. 1984; 13: 407–414.
51. Siesa ME, Padoa-Schioppa E, Ott J, De Bernardi F, Ficetola GF. Assessing the consequences of biological invasions on species with complex life cycles: Impact of the alien crayfish *Procambarus clarkii* on Odonata. *Ecol Indic*. 2014; 46: 70–77.
52. Rodríguez-Pérez H, Cayuela H, Hilaire S, Olivier A, Mesléard F. Is the exotic red swamp crayfish (*Procambarus clarkii*) a current threat for the Mediterranean tree frog (*Hyla meridionalis*) in the Camargue (southern France)? *Hydrobiologia*. 2014; 723: 145–156.
53. Bundschuh R, Schmitz J, Bundschuh M, Brühl CA. Does insecticide drift adversely affect grasshoppers (Orthoptera: Saltatoria) in field margins? A case study combining laboratory acute toxicity testing with field monitoring data. *Environ Toxicol Chem*. 2012; 31: 1874–1879. <https://doi.org/10.1002/etc.1895> PMID: 22619160
54. Olivier A, Lutz M, Thibault M, Joris A. Une nouvelle espèce de mammifères en Camargue: La martre des pins *Martes martes*. *Arvicola*. 2007; 18(1): 9–10.
55. Olivier A, Suet M, Mondain-Monval J-Y. Confirmation de l'implantation de la Martre des pins *Martes martes* (Linnaeus, 1758) en Camargue. *Nature de Provence*. 2017a; 1–5. Available from: [http://www.cen-paca.org/index.php?rub=5&pag=5\\_01\\_1faune0](http://www.cen-paca.org/index.php?rub=5&pag=5_01_1faune0)
56. Poitevin F, Olivier A, Bayle P, Scher O. Mammifères de Camargue. 1st ed. Castelnau-le-Lez: Regard du Vivant & Parc Naturel Régional de Camargue; 2010.
57. Poitevin F, Olivier A. mammifères Les. In: Blondel J, Barruol G, Vianet R, editors. L'Encyclopédie de la Camargue. Paris: Buchet-Chastel; 2013. pp. 71–72.
58. Massez G, Mondain-Monval J-Y, Olivier A, Pineau O, Tetrel C, Vandewalle P. Le Lapin de garenne (*Oryctolagus cuniculus*) en Camargue: évolution des populations depuis 20 ans et conséquences biologiques. 35ème colloque francophone de Mammalogie; 2012.
59. Olivier A, Smith H, Santos R, Tatin L, Espuno N, Arnal V, et al. Utilisation de chiens pour détecter la présence du Lézard ocellé (*Timon lepidus*). 45ème congrès de la Société Herpétologique de France; 2017b.
60. Graitson E, Barbraud C, Bonnet X. Catastrophic impact of wild boars: insufficient hunting pressure pushes snakes to the brink. *Anim Conserv*. 2018; 22(2): 165–176.
61. Aznar J-C, Dervieux A, Grillas P. Association between aquatic vegetation and landscape indicators of human pressure. *Wetlands*. 2003; 23(1): 149–160.
62. Grillas P. Bilan des actions de gestion de *Ludwigia grandiflora* et L. peplodes (jussies) dans les espaces protégés du Languedoc-Roussillon. In: Muller S, editor. Plantes Invasives en France: Etat des connaissances et propositions d'actions. Paris: Publications scientifiques du MNHN; 2004. vol. 62, pp. 148–152.
63. Marnotte P, Carrara A, Dominati E, Girardot F. Plantes des rizières de Camargue. Cirad, CFR & Camargue Natural Regional Park; 2006.

64. Mesléard F, Yavercovski N, Lefebvre G, Willm L, Bonis A. High stocking density controls *Phillyrea angustifolia* in Mediterranean grasslands. *Environ Manage*. 2017; 59(3): 455–463. <https://doi.org/10.1007/s00267-016-0808-x> PMID: 28078388
65. Gaget E, Galewski T, Jiguet F, Le Viol I. Waterbird communities adjust to climate warming according to conservation policy and species protection status. *Biol Conserv*. 2018; 227: 205–212.
66. Tourenq C, Bennetts RE, Sadoul N, Mesléard F, Kayser Y, Hafner H. Long-term population and colony patterns of four species of tree-nesting herons in the Camargue, South France. *Waterbirds*. 2000; 23(2): 236–245.
67. Isenmann P. L'évolution de l'avifaune nicheuse de Camargue au cours du XXe siècle. *Alauda*. 2012; 80: 241–266.
68. Poulin B, Lefebvre G, Crivelli AJ. The invasive red swamp crayfish as a predictor of Eurasian bittern density in the Camargue, France. *J Zool*. 2007; 273: 98–105.
69. Vačkář D, ten Brink B, Loh J, Baillie JEM, Reyers B. Review of multispecies indices for monitoring human impacts on biodiversity. *Ecol Indic*. 2012; 17: 58–67.
70. Sardet E, Defaut B. Les Orthoptères menacés en France. Liste rouge nationale et listes rouges par domaines biogéographiques. *Matériaux Orthoptériques et Entomocénologiques*. 2004; 9: 125–137.
71. Arnaud-Fassetta G. River channel changes in the Rhone Delta (France) since the end of the Little Ice Age: geomorphological adjustment to hydroclimatic change and natural resource management. *Catena*. 2003; 51: 141–172.
72. Olivier J-M, Carrel G, Lamouroux N, Dole-Olivier M-J, Malard F, Bravard J-P, et al. The Rhône River Basin. In: Tockner K, Uehlinger U, Robinson CT, editors. *Rivers of Europe*. London: Academic Press; 2009. pp. 247–295.
73. Galewski T. Towards an observatory of Mediterranean wetlands: Evolution of biodiversity from 1970 to the present. *Tour du Valat*; 2008.
74. Galewski T, Dragonne C. Indice Région Vivante: Comment évolue la biodiversité en Provence-Alpes-Côte d'Azur? *Observatoire Régional de la Biodiversité Provence-Alpes-Côte d'Azur*; 2018.