

Dynamiques temporelles de la diversité taxonomique des Oiseaux d'eau sur un marais salant protégé

Charlotte RAULT, Aurélien AUDEVARD,
Nicolas BASTIDE & Jean-Yves BARNAGAUD

DIRECTEUR DE LA PUBLICATION / *PUBLICATION DIRECTOR*: Bruno David,
Président du Muséum national d'Histoire naturelle

RÉDACTEUR EN CHEF / *EDITOR-IN-CHIEF*: Jean-Philippe Siblet

ASSISTANTE DE RÉDACTION / *ASSISTANT EDITOR*: Sarah Figuet (naturae@mnhn.fr)

MISE EN PAGE / *PAGE LAYOUT*: Sarah Figuet

COMITÉ SCIENTIFIQUE / *SCIENTIFIC BOARD*:

Luc Abbadie (UPMC, Paris)
Luc Barbier (Parc naturel régional des caps et marais d'Opale, Colembert)
Aurélien Besnard (CEFE, Montpellier)
Vincent Boulet (Expert indépendant flore/végétation, Frugières-le-Pin)
Hervé Brustel (École d'ingénieurs de Purpan, Toulouse)
Patrick De Wever (MNHN, Paris)
Thierry Dutoit (UMR CNRS IMBE, Avignon)
Éric Feunteun (MNHN, Dinard)
Romain Garrouste (MNHN, Paris)
Grégoire Gautier (DRAAF Occitanie, Toulouse)
Olivier Gilg (Réserves naturelles de France, Dijon)
Frédéric Gosselin (Irstea, Nogent-sur-Vernisson)
Patrick Haffner (PatriNat, Paris)
Frédéric Hendoux (MNHN, Paris)
Xavier Houard (OPIE, Guyancourt)
Isabelle Le Viol (MNHN, Concarneau)
Francis Meunier (Conservatoire d'espaces naturels – Hauts-de-France, Amiens)
Serge Muller (MNHN, Paris)
Francis Olivereau (DREAL Centre, Orléans)
Laurent Poncet (PatriNat, Paris)
Nicolas Poulet (OFB, Vincennes)
Jean-Philippe Siblet (PatriNat, Paris)
Laurent Tillon (ONF, Paris)
Julien Touroult (PatriNat, Paris)

COUVERTURE / *COVER*:

La réserve naturelle des salins d'Hyères, Var. Crédit photo: Aurélien Audevard / LPO PACA.

Naturae est une revue en flux continu publiée par les Publications scientifiques du Muséum, Paris
Naturae is a fast track journal published by the Museum Science Press, Paris

Les Publications scientifiques du Muséum publient aussi / *The Museum Science Press also publish*:
Adansonia, *Zoosystema*, *Anthropozoologica*, *European Journal of Taxonomy*, *Geodiversitas*, Cryptogamie sous-sections *Algologie*, *Bryologie*, *Mycologie*,
Comptes Rendus Palevol.

Diffusion – Publications scientifiques Muséum national d'Histoire naturelle
CP 41 – 57 rue Cuvier F-75231 Paris cedex 05 (France)
Tél. : 33 (0)1 40 79 48 05 / Fax: 33 (0)1 40 79 38 40
diff.pub@mnhn.fr / <https://sciencepress.mnhn.fr>

© Publications scientifiques du Muséum national d'Histoire naturelle, Paris, 2022
ISSN (électronique / *electronic*): 2553-8756

Dynamiques temporelles de la diversité taxonomique des Oiseaux d'eau sur un marais salant protégé

Charlotte RAULT

Centre d'Écologie fonctionnelle et évolutive (CEFE),
Université de Montpellier, CNRS, EPHE, IRD,
1919 route de Mende, F-34293 Montpellier cedex 5 (France)
charlotterault78@orange.fr

Aurélien AUDEVARD

Ligue pour la Protection des Oiseaux PACA,
6 Avenue Jean Jaurès, F-83400 Hyères (France)
aurelien.audevard@lpo.fr

Nicolas BASTIDE

Expert indépendant,
122 boulevard du Faron, bâtiment A, F-83200 Toulon (France)
nicobastides@gmail.com

Jean-Yves BARNAGAUD

Centre d'Écologie fonctionnelle et évolutive (CEFE),
Université de Montpellier, CNRS, EPHE, IRD,
1919 route de Mende, F-34293 Montpellier cedex 5 (France)
jean-yves.barnagaud@ephe.psl.eu

Soumis le 26 avril 2022 | Accepté le 3 août 2022 | Publié le 7 décembre 2022

Rault C., Audevard A., Bastide N. & Barnagaud J.-Y. 2022. — Dynamiques temporelles de la diversité taxonomique des Oiseaux d'eau sur un marais salant protégé. *Naturae* 2022 (18): 309-324. <https://doi.org/10.5852/naturae2022a18>

RÉSUMÉ

Les marais salants reconvertis en réserves naturelles forment des habitats clés pour les Oiseaux d'eau nicheurs et en halte migratoire. Les variations abiotiques de ces milieux sont, pour une large part, contrôlées par le gestionnaire de site, offrant des conditions quasi-expérimentales pour l'étude de la dynamique des écosystèmes aquatiques littoraux. La présente étude vise à estimer l'effet des variations hydrauliques et physico-chimiques du milieu sur la diversité des Oiseaux d'eau, dans un complexe de marais salants du littoral méditerranéen (salins d'Hyères, Var). Nous avons pour cela quantifié la diversité de la communauté d'Oiseaux d'eau à partir de comptages décennaires (2013 à 2016), et l'avons corrélée à des relevés physico-chimiques (salinité, oxygénation, niveau d'eau) à partir de modèles de régression. Notre étude montre des variations temporelles de richesse spécifique, d'abondance et d'équitabilité distinctes entre groupes fonctionnels, attribuables à des fluctuations de la disponibilité en ressources et en habitat. Elle révèle par ailleurs une complémentarité dans l'usage par les Oiseaux des deux marais composant le site d'étude. Dans leur ensemble, les patrons observés décrivent une dynamique de communauté multi-échelle susceptible de contribuer à orienter une approche écosystémique de la gestion de ce type de site, tenant compte des processus régionaux et des fonctions écologiques des espèces.

MOTS CLÉS
Avifaune aquatique,
dynamique
des communautés,
gestion hydraulique,
réserve naturelle,
indices de diversité.

ABSTRACT

Temporal dynamics of waterbirds taxonomic diversity on a protected saltpan.

Salt pans converted into protected areas form key habitats for breeding and migrating waterbirds. Their abiotic variations are mainly controlled by site managers, offering near-experimental templates for the study of coastal ecosystem dynamics. The present study aims to estimate the effects of hydraulic and physico-chemical variations of water conditions in salt pans on the taxonomic diversity of waterbirds, on a study site located on the French Mediterranean shore (salins d'Hyères, Var). We quantified the species richness, total abundance and Pielou's equitability of the local bird assemblage from standardized decadal bird counts from 2013 to 2016. We subsequently regressed these indices against measurements of water level, salinity and oxygen concentration. Our results show temporal variations in bird diversity that differ among functional guilds and match with fluctuations in resource and habitat availability. They reveal patterns of complementarity in site use within the study area. Overall, our results describe a pattern of multiscale community dynamics which could contribute to orient site management towards an ecosystem approach, accounting for regional processes and species' ecological functions.

KEY WORDS

Wetland birds, community dynamics, hydraulic management, nature reserve, diversity indices.

INTRODUCTION

Les zones humides couvrent plus de 12,1 millions de km² dans le monde. Elles agissent comme source et purificateur d'eau, servent de tampon en cas de catastrophe naturelle et fournissent alimentation et ressources économiques à des millions de personnes (Convention de Ramsar sur les zones humides ; Russi *et al.* 2013). Leur valeur économique, sociale et écologique est depuis une trentaine d'années largement admise (Skinner & Zalewski 1995 ; Grillas 2004 ; Keddy *et al.* 2009) : les zones humides comptent parmi les écosystèmes les plus riches en biodiversité. Leur dégradation n'a pourtant cessé de prendre de l'ampleur au xx^e siècle : 35 % des zones humides ont été perdues dans le monde depuis 1970, soit trois fois plus que les forêts (Convention de Ramsar sur les zones humides ; Pearce *et al.* 1994 ; Davidson 2014).

La disparition progressive des zones humides est en grande partie due aux pressions exercées par l'activité humaine et aux changements climatiques (Bertness & Pennings 2000 ; Gardner *et al.* 2015). En réponse à ce déclin, qui constitue une véritable menace pour la biodiversité terrestre comme aquatique, une partie d'entre elles sont maintenues artificiellement par des mesures de protection visant autant leur contribution aux processus écologiques que leur rôle patrimonial (Hughes & Paramor 2004). C'est le cas dans les marais salants, qui, lorsqu'ils font l'objet de mesures de gestion appropriées en parallèle ou après la fin de leur exploitation, constituent aujourd'hui un habitat de substitution essentiel pour un grand nombre d'espèces à enjeu de conservation (Lei *et al.* 2018).

Les marais salants sont des réseaux de bassins artificiels entièrement dédiés à la production de sel, la plupart du temps aménagés sur des zones humides littorales (Britton & Johnson 1987). Ils abritent des écosystèmes complexes sous-tendus par des caractéristiques physico-chimiques uniques, fournissant en particulier un habitat alternatif aux Oiseaux d'eau lorsque les zones humides ont été détruites par l'urbanisation côtière (Takekawa *et al.* 2006 ; Ma *et al.*

2010 ; Lei *et al.* 2018). Dans certaines régions littorales d'Europe, d'Asie du Sud-Est et d'Amérique du Nord, les marais salants non exploités sont localement devenus les seuls habitats de substitution aux marais littoraux. Néanmoins, l'élévation du niveau de la mer, induite par le changement climatique, devrait conduire à l'inondation de 45 % des surfaces de marais salants d'ici 2100 (Craft *et al.* 2009). Il est par conséquent indispensable d'élaborer des stratégies de préservation à long terme de ces habitats artificiels, localement mis en réserve car devenus seuls garants de la préservation de la biodiversité littorale (Masero 2003 ; Paracuellos & Tellería 2004).

Les Oiseaux d'eau littoraux, occupant les interfaces entre milieux terrestres et marins, sont particulièrement visés par ces mesures. La plupart des espèces étant migratrices, la préservation de leurs habitats tout au long des itinéraires de migration est essentielle à la persistance de leurs populations régionales et mondiales. Les statuts de conservation des Oiseaux d'eau littoraux sont cependant fragiles, voire dégradés (Piersma *et al.* 2006 ; Wetlands International 2010 ; Birdlife International 2018) : le maintien de conditions appropriées dans les marais salants transformés en espaces littoraux protégés est donc essentiel à leur préservation, en particulier lorsqu'ils servent d'habitats de substitution en l'absence de marais littoraux naturels. Les variations des paramètres physico-chimiques des marais salants sont tamponnées artificiellement par des réseaux hydrauliques qui permettent de contrôler l'adéquation entre les exigences des espèces et les conditions du milieu. De cette manière, la variabilité environnementale y est relativement prévisible, contrairement aux autres milieux littoraux qui sont temporaires et fortement dynamiques. Du fait de leur niche écologique étroite, les Oiseaux d'eau sont sensibles aux changements de climat et du milieu. La salinité, par exemple, peut atteindre des valeurs suffisamment élevées pour induire un stress d'osmorégulation (Gutiérrez *et al.* 2011). De plus, elle influence la disponibilité en ressources alimentaires : la plupart des Oiseaux s'alimentent de proies restreintes à des gammes étroites de conditions physico-chimiques (Nyström &

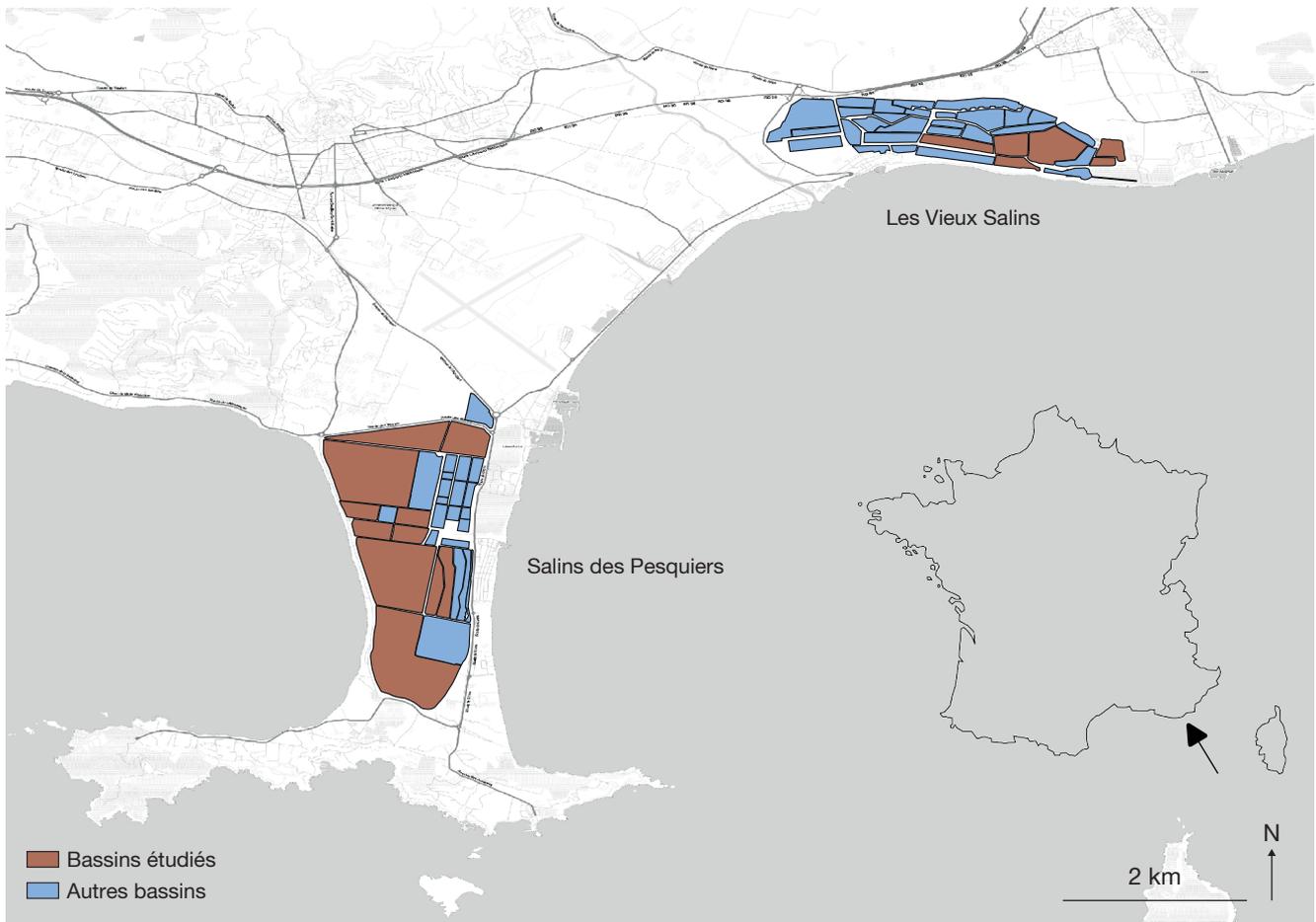


FIG. 1. — Cartographie des salins d'Hyères dans le Var : contexte géographique, mise en évidence des bassins retenus dans notre étude et localisation des photographies de la Figure 2B.

Pehrsson 2008 ; Takekawa *et al.* 2015). Les concentrations d'Oiseaux d'eau sur les marais salants seraient donc dictées par le manque d'alternative dans le paysage environnant plutôt que par des conditions de ressources favorables (Barnagaud *et al.* 2019). Une évaluation fine des impacts des variations physico-chimiques sur les Oiseaux d'eau est donc nécessaire à définir une stratégie de gestion des marais salants protégés, en particulier lorsqu'ils sont classés comme sites RAMSAR ou au titre de directives comme la directive 2009/147/CE (« directive Oiseaux »).

La plupart des études sur les Oiseaux d'eau en marais salants se concentrent sur des approches espèces-centrées (e.g. Dias 2009 ; Béchet *et al.* 2009 ; Barnagaud *et al.* 2019). Cet échelon populationnel est pratique au sens où il permet de cibler les mesures de conservation et d'évaluer facilement les conséquences moyennant un effort de terrain relativement limité. Des travaux antérieurs ont cependant montré que les réponses des espèces aux variations du milieu ne sont pas forcément synchrones (Velasquez 1992 ; Barnagaud *et al.* 2019). On ne peut donc pas simplement déduire d'une approche espèce-centrée, basée sur quelques espèces patrimoniales, quels seront les impacts des pratiques de gestion sur l'avifaune dans son ensemble.

De plus, l'objectif d'une gestion orientée vers la biodiversité d'un marais n'est pas seulement de préserver quelques espèces rares : c'est aussi de sauvegarder la diversité des espèces communes. Il est donc primordial de s'intéresser aux paramètres qui permettent de mesurer les variations de diversité et de composition des communautés en réponse aux changements du milieu (Fraixedas *et al.* 2020).

Dans cette étude, nous avons exploré l'influence de la gestion d'un marais salant protégé sur la diversité de la communauté d'Oiseaux d'eau nicheurs. Le site étudié, les salins d'Hyères (Var), a une importance cruciale à l'échelle de la côte méditerranéenne française en ce qu'il garantit une zone de halte migratoire sur un littoral fortement anthropisé, n'offrant aucun habitat alternatif de la Camargue à la frontière italienne. Nous avons caractérisé les corrélations entre des variables physico-chimiques décrivant les paramètres abiotiques du milieu sur lesquels la gestion hydraulique du marais salant a un impact direct (salinité, oxygénation et niveau d'eau) et trois indices décrivant la diversité de la communauté avifaunistique dans son ensemble (richesse spécifique, abondance totale et équitabilité de Piéluou) et par groupes fonctionnels définis sur la base de traits écologiques et morphologiques.



Fig. 2. — Visuels photographiques sur le site d'étude. **A**, vue aérienne par drone des Vieux Salins; **B**, **C**, vues du salin des Pesquiers; **D**, **E**, groupes de Larolimicolae s'alimentant sur les bassins. Crédits photos: A. Audevard / LPO PACA.

MATÉRIEL ET MÉTHODES

SITE D'ÉTUDE

Les salins d'Hyères sont d'anciens salins actifs jusqu'en 1995, date de leur acquisition par le Conservatoire du Littoral. La gestion en est assurée par la métropole Toulon Provence Méditerranée. Les salins sont composés de deux sites séparés de quelques kilomètres seulement (Fig. 1 ; visuels photographiques en Figure 2). Le salin des Pesquiers (Fig. 1) est le plus grand site, composé de 32 entités indépendantes sur 550 ha, peu végétalisées. Les Vieux Salins (Fig. 1) sont composés de 34 entités indépendantes sur une surface de 350 ha, plus végétalisées. Même si les variations du niveau d'eau sont

nécessairement liées aux conditions météorologiques, l'hydraulique du site est contrôlée par l'intermédiaire de vannes et de pompes reliées à la mer. Le plan de gestion du site vise à concilier les enjeux écologiques (avifaune, herbiers aquatiques, ichtyofaune, etc.) avec le maintien du patrimoine culturel lié à l'exploitation du sel.

MÉTHODE DE COMPTAGE DES OISEAUX

Des comptages ornithologiques décennaires sont réalisés sur les deux sites depuis 2005. Nous n'avons conservé que la période de 2013 à 2016, durant laquelle les comptages sont suffisamment standardisés, et les quatorze bassins qui font l'objet d'un relevé physico-chimique régulier (Fig. 1). Cette période per-

TABLEAU 1. — Informations sur les trois paramètres physico-chimiques de notre étude, mesurés sur les quatorze bassins retenus dans notre étude de 2013 à 2016.

Paramètres physico-chimiques	Moyenne ± écart-type [min; max]	Interprétation biologique
Salinité (g/L)	49,95 ± 25,49 [5,60; 120,00]	Une augmentation de la salinité modifie la composition et la quantité de proies, et génère un stress salin.
Oxygène dissout (mg/L)	9,44 ± 3,48 [0,70; 20,00]	Une diminution de l'oxygénation modifie la composition et la quantité de proies. Au contraire une augmentation de l'oxygénation est responsable d'un phénomène d'eutrophisation.
Niveau d'eau (cm)	20,74 ± 18,42 [0,00; 110,00]	Une augmentation du niveau d'eau entraîne un remplacement des espèces, des plus petites par les plus grandes.

met de relier directement les résultats de la présente étude, à l'échelle des communautés et des groupes fonctionnels, à ceux, espèces-centrés, de Barnagaud *et al.* (2019). Les comptages sont presque systématiquement opérés par un unique observateur (A. Audevard, Ligue pour la Protection des Oiseaux), sur un circuit standardisé en voiture couvrant les deux salins, durant lequel il identifie et compte tous les Oiseaux vus ou entendus sur les bassins (les doubles comptages sont éliminés au jugement de l'observateur). Nous avons retenu les 67 espèces d'Oiseaux d'eau, sur les 290 observées dans la période, qui correspondent à six groupes fonctionnels directement affectés par la gestion hydraulique des marais salants: Limicoles, Ardéidés, Laridés, Anatidés, Grèbes et Flamant rose *Phoenicopterus roseus* Pallas, 1811.

MÉTHODE DES MESURES

POUR LES VARIABLES PHYSICO-CHIMIQUES

Nous nous sommes focalisés sur trois descripteurs physico-chimiques de l'eau mesurés systématiquement par le gestionnaire du site (Tableau 1), qui en module les variations par l'ouverture des vannes hydrauliques qui contrôlent l'arrivée d'eau vers les salins. Ces paramètres influent sur l'accessibilité des ressources trophiques, leur disponibilité dans le milieu, l'exposition à la prédation et le stress salin. Les relevés physico-chimiques ont lieu tous les 15 jours et sont opérés par les agents de la métropole de Toulon Provence Méditerranée. La teneur en sel est mesurée en g/L à l'aide d'une sonde. Les mesures sont tronquées à 120 g/L pour des raisons techniques, mais la salinité réelle atteint fréquemment des valeurs supérieures (jusqu'à 270 g/L lors des phases de récolte de sel). Faute de données permettant d'estimer les valeurs tronquées, les mesures égales ou supérieures à 120 g/L ont été traitées comme égales à 120 g/L. L'oxygène dissout est mesuré en mg/L (sonde non tronquée). Le niveau d'eau est mesuré en centimètres sur une échelle implantée dans chacun des bassins suivis. Les mesures physico-chimiques et les comptages d'Oiseaux n'ont pas été effectués simultanément; nous avons donc fait correspondre chaque comptage d'Oiseaux avec l'événement de mesure le plus proche avec un décalage moyen de $1,2 \pm 1,6$ jour. Il est probable que l'absence de corrélation entre sel, oxygène dissout et niveau d'eau dans notre jeu de données (r de Pearson $< 0,2$ pour les trois paires de variables) soit en partie au moins lié à la faible résolution spatio-temporelle des mesures physico-chimiques sur le site. L'absence de mesures fines permettant de cartographier les patrons de variabilité intra-bassin implique que nous devons nous limiter à des inférences relativement grossières

sur l'impact des variables environnementales sur les dynamiques d'avifaune. Cette limite, classique sur ce type de site, ne pourrait être dépassée qu'au prix d'un effort d'acquisition de données conséquent impliquant des calibrations entre les mesures au sol et des données acquises par imagerie embarquée sur drone aérien ou flottant.

ANALYSES STATISTIQUES

Dans notre étude, nous avons considéré trois indices de diversité de l'avifaune: la richesse spécifique, l'abondance totale et l'équitabilité de Piérou. Ces trois indices sont habituellement considérés comme de bons indicateurs de la composition taxonomique des communautés, corrélés à la quantité et à la régularité des ressources ou des habitats disponibles (Legendre & Legendre 2012).

Nous avons quantifié les relations entre les indices de diversité des communautés d'Oiseaux et les trois paramètres physico-chimiques à l'aide de modèles additifs généralisés sous l'hypothèse de variables de réponses distribuées normalement (abondance totale log-transformée et équitabilité) ou selon une loi de Poisson (richesse spécifique). Nous avons contrôlé les variations saisonnières des indices de diversité par une variable « date de comptage » exprimée en jours juliens (référence: jour 0 = 01 janvier), et avons ajouté un effet « site » afin de tenir compte des différences de diversité entre les Pesquiers et les Vieux Salins. Afin de permettre des réponses non linéaires, nous avons modélisé les variables explicatives au moyen de fonctions de lissage spline (Wood 2006), différenciées entre les deux sites.

Toutes les analyses ont été réalisées sous R (version 1.1.456), avec les packages «vegan» (Oksanen *et al.* 2016) et «mgcv» (Wood 2006).

RÉSULTATS

Nos résultats se basent sur un total de 130 comptages décennaux. La richesse spécifique ($8,09 \pm 4,35$ [minimum; maximum] [0; 23] espèces par comptage, incertitude en unités d'écart type) et l'abondance totale ($161,70 \pm 188,77$ [0; 1292] Oiseaux par comptage) présentent des réponses similaires aux variations des paramètres physico-chimiques, mais les courbes de réponse diffèrent fortement entre les deux sites. L'équitabilité ($0,44 \pm 0,14$ [0; 0,69]) présente également des courbes de réponses qui s'opposent entre sites.

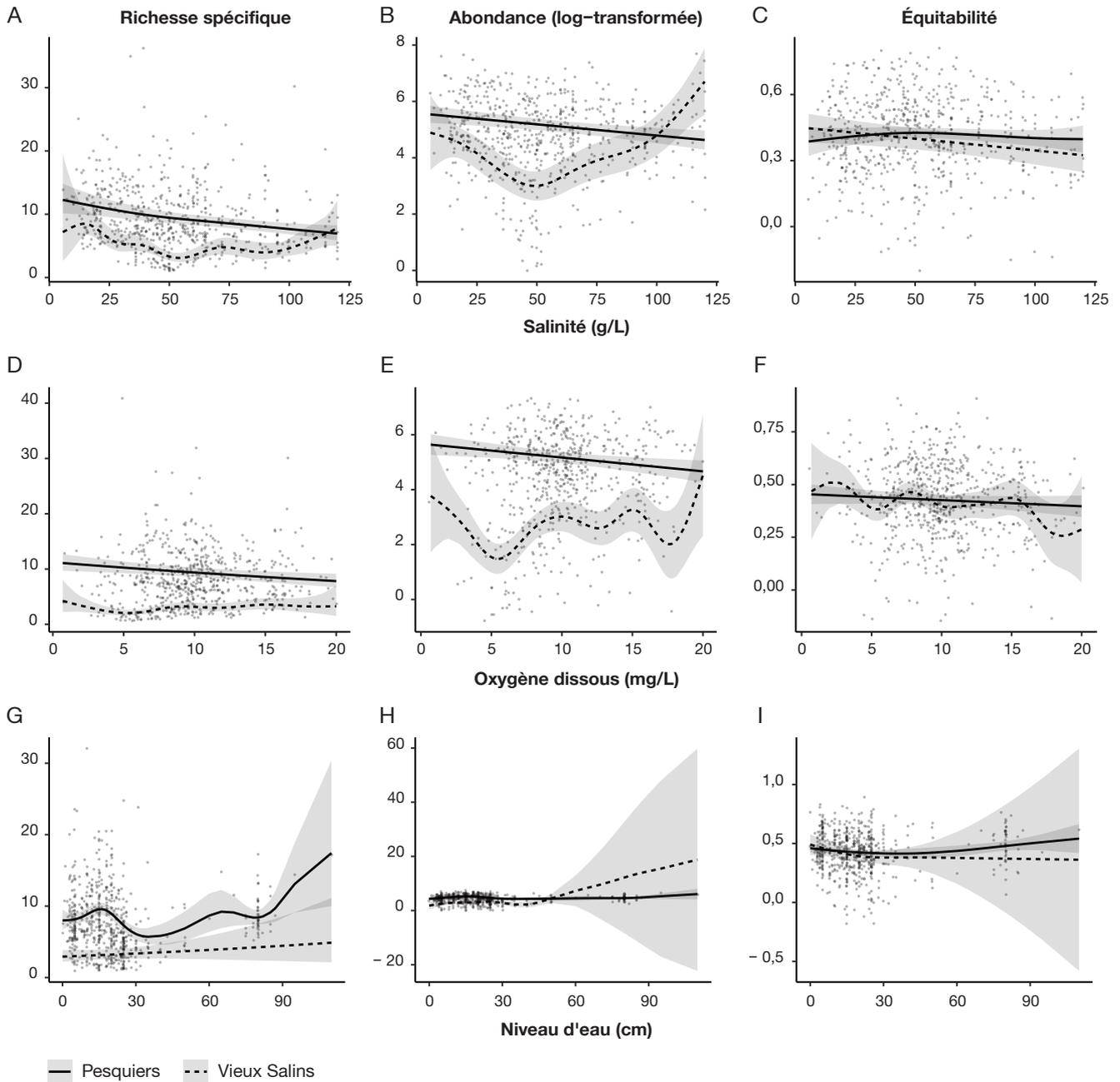


FIG. 3. — Réponses des Oiseaux d'eau (n = 67) aux variations de la salinité (g/L; **A, D, G**), de l'oxygène dissout (mg/L; **B, E, H**) et du niveau d'eau (cm; **C, F, I**) en termes de richesse spécifique, abondance totale et équitabilité, avec un intervalle de confiance à 95 %.

Sur les Vieux Salins, la richesse spécifique et l'abondance totale montrent une réponse non linéaire aux variations de la salinité ($49,95 \pm 25,49$ minimum/maximum [5,60; 120,00]; Fig. 3A, D; Annexe 6). Un minimum de richesse spécifique et d'abondance totale est obtenu pour des valeurs de salinité comprises entre 40 et 80 g/L et une oxygénation autour de 5 mg/L ($9,44 \pm 3,48$ [0,70; 20,00]; Fig. 3B, E). Ces deux indices répondent positivement aux variations du niveau d'eau : un maximum d'espèces et d'individus est obtenu pour des niveaux d'eau élevés ($20,74 \pm 18,42$ [0,00; 110,00]; Fig. 3C, F). Sur les Pesquiers, la richesse spécifique et l'abon-

dance totale répondent négativement aux variations de la salinité (Fig. 3A, D; Annexe 7) et de l'oxygénation (Fig. 3B, E). Le nombre d'espèces et d'individus diminue donc lorsque la salinité et l'oxygène dissout augmentent. La richesse spécifique répond globalement positivement à la variation du niveau d'eau avec un minimum d'espèces obtenu à 40 cm d'eau (Fig. 3C), contrairement à l'abondance totale, qui varie peu au regard de cette variable (Fig. 3F).

L'équitabilité varie négativement en fonction des trois paramètres physico-chimiques sur les Vieux Salins (Fig. 3G, H, I). Sur les Pesquiers, elle est peu sensible aux variations de la

salinité, avec un optimum à 40 g/L (Fig. 3G); elle baisse lorsque l'oxygénation augmente (Fig. 3H) mais augmente avec le niveau d'eau (Fig. 3I).

Les groupes fonctionnels ne réagissent pas de manière synchrone aux variations des paramètres physico-chimiques (Annexes 1-5). Les Ardéidés préfèrent les faibles salinités, contrairement aux Grèbes et aux Laridés. Les Anatidés semblent plus abondants lorsque l'eau est peu salée, malgré des effectifs dominés par le Tadorne de Belon, *Tadorna tadorna* (Linnaeus, 1758) (Annexe 1). Des analyses complémentaires révèlent à la fois un report des Laridés depuis les Pesquiers vers les Vieux Salins lorsque la salinité augmente (Annexe 3), et une diminution de l'équitabilité chez les Ardéidés (seul le Héron cendré *Ardea cinerea* Linnaeus, 1758 est présent aux plus hautes salinités, Annexe 4).

Des niveaux d'eau élevés favorisent logiquement la diversité des Anatidés (Annexe 1 C; F; I), des Laridés (Annexe 3), des Ardéidés (Annexe 4), et des Grèbes (Fig. S5); ils sont en revanche limitants pour les Limicoles, en particulier sur les Vieux Salins (Annexe 2 – avec cependant des intervalles de confiance larges liés aux faibles récurrences de hauts niveaux d'eau). Des analyses complémentaires indiquent une perte de diversité et d'individus chez les Ardéidés pour des hauteurs d'eau intermédiaires sur les Pesquiers (50 cm, Annexe 4).

DISCUSSION

Notre étude montre que les variables visées par le plan de gestion du site des salins d'Hyères sont corrélées aux variations temporelles de la diversité des principaux groupes fonctionnels d'Oiseaux d'eau. Ces dynamiques sont compatibles avec des variations de disponibilité de ressources, qui divergent entre groupes fonctionnels aux tolérances écologiques différentes.

La richesse spécifique et l'abondance totale varient de la même manière sur les deux sites pour toutes les variables étudiées, suggérant que les fluctuations de richesse spécifique résultent au moins partiellement d'un effet d'échantillonnage expliqué par les variations du nombre total d'individus sous l'effet des changements de conditions du milieu. En revanche, les faibles variations de l'équitabilité indiquent que les proportions relatives des individus entre espèces changent peu d'un comptage à l'autre ou que des dynamiques compensatoires maintiennent les ratios individus/espèces sans modifier la composition d'ensemble (Micheli *et al.* 1999). Il est donc probable que les variations de conditions physico-chimiques du milieu modulent surtout la quantité de ressources et d'habitats disponibles, plutôt que leur diversité (Dias 2009; Ma *et al.* 2010). Cette hypothèse reste toutefois à vérifier, en associant une analyse plus approfondie des relations entre composition et diversité des assemblages d'espèces à des mesures directes de la disponibilité en ressources alimentaires.

Sur le salin des Pesquiers, la richesse spécifique et l'abondance totale décroissent lorsque la salinité augmente. Ce résultat peut s'expliquer par l'effet concomitant de la salinité sur les individus et sur la diversité et la quantité des ressources trophiques (Takekawa *et al.* 2006; Dias 2009), ainsi que par un

stress d'osmorégulation (Gutiérrez *et al.* 2011). À l'inverse, sur les Vieux Salins la réponse est différente, avec un minimum obtenu pour une salinité relativement faible (50 g/L). Ce contraste est autant attribuable à une différence dans la composition spécifique des assemblages qu'à l'utilisation complémentaire des deux sites par les Oiseaux. Des analyses exploratoires non présentées dans cet article ont en effet montré un report des Laridés vers les Vieux Salins lorsque la salinité augmente dans les Pesquiers, entraînant un déclin de l'équitabilité entre groupes fonctionnels: cette hypothèse de complémentarité devrait inciter à envisager une gestion hydraulique coordonnée des deux salins.

L'oxygène dissout ne semble influencer la dynamique d'ensemble des communautés que sur les Pesquiers, en cohérence avec l'importance de ce salin pour l'alimentation de la plupart des espèces, certaines, comme le Goéland railleur, ne s'alimentant que rarement aux Vieux Salins. Les analyses par groupes fonctionnels montrent, sur les Pesquiers, une baisse de l'abondance totale avec l'augmentation de l'oxygène dissout chez plusieurs groupes fonctionnels: Limicoles, Grèbes, Ardéidés et Anatidés (Annexes 1-5). Chez ces trois derniers, on observe une variation inverse aux Vieux Salins, difficile à interpréter dans la mesure où les variations de l'oxygénation ne sont pas synchrones entre les deux sites. La diminution de l'abondance avec l'oxygénation chez les espèces piscivores est conforme à l'observation d'une mortalité accrue des poissons dans des conditions de faible oxygénation (Takekawa *et al.* 2015), sans que ce résultat ait une valeur démonstrative en l'absence de mesure directe de disponibilité en ressources. L'absence de réponse à l'oxygène chez les Laridés implique en revanche que leurs variations d'abondance sont au moins en partie liées à des déterminants non-trophiques, parmi lesquels pourraient figurer les dérangements directs ou les formations de dortoirs, notamment pour les individus non nicheurs.

L'effet du niveau d'eau n'est pas aussi fort qu'attendu et les intervalles de confiance sont assez grands, en particulier sur les Pesquiers. Les résultats montrent de nouveau des divergences entre sites avec des effets assez forts sur les Pesquiers mais pas sur les Vieux Salins, ce qui oriente à nouveau vers un usage différencié et des compositions en espèces distinctes entre les deux sites. Nos analyses complémentaires ont montré que le niveau d'eau favorise les Ardéidés, les Laridés et les Anatidés alors qu'il fait baisser les effectifs de Limicoles, espèces essentiellement liées aux vasières pour l'alimentation. Les différences de réponse entre les deux sites suggèrent donc, en général, qu'ils sont complémentaires d'un point de vue fonctionnel pour les Oiseaux d'eau mais que cette complémentarité dépend du groupe fonctionnel, un résultat similaire à des observations dans d'autres contextes géographiques ou habitats (Masero *et al.* 2000; Schwemmer & Garthe 2008; Jackson *et al.* 2019). À l'échelle intra-site, des protocoles de comptage dédiés et/ou semi-automatisés permettraient d'affiner ces résultats en étudiant, en particulier, la répartition spatio-temporelle des espèces à grain spatial fin (inférieure à celui du bassin) et avec une résolution temporelle infra-journalière.

Nos résultats sont principalement limités par la qualité des variables environnementales disponibles, et en particulier par

les mesures de salinité tronquées pour des raisons inhérentes aux pratiques habituelles des techniciens de terrain (pas de mesure >120 g/L). L'incertitude sur l'effet des niveaux d'eau est de plus accrue par la position des échelles de mesures (une seule par bassin, pas nécessairement en un point représentatif). Le suivi des paramètres de gestion étant particulièrement lourd, une amélioration de la résolution spatio-temporelle pourrait bénéficier d'une étape de calibration d'outils de mesure simples à partir d'une imagerie embarquée sur drones. L'amélioration des relevés environnementaux permettrait de mieux appréhender le rôle des ressources dans les dynamiques observées de chaque groupe fonctionnel, notamment à échelle intra-salins, favorisant la transition vers une approche écosystémique de la gestion du site dans son ensemble.

Les fluctuations d'effectifs d'Oiseaux sont enfin contraintes par des processus régionaux que nous n'avons pas pris en compte dans cette étude. En particulier, la prise en compte des mouvements d'individus entre les salins d'Hyères et les autres marais protégés du littoral méditerranéen (en particulier la Camargue ou les plus proches marais italiens), et au-delà, à l'échelle de la voie migratoire entière, permettrait de quantifier l'empreinte relative des dynamiques de communautés locales et régionales (Whited *et al.* 2000; Louette *et al.* 2011; Deboelpaep *et al.* 2022). Cette contextualisation pourrait passer par une modélisation multi-échelle des variations temporelles d'abondance des espèces associant suivis standardisés sur de multiples localités et relevés opportunistes ou semi-protocoles permettant d'élargir la couverture spatiale à un échelon au moins régional.

Les orientations actuelles de gestion des zones humides favorisent une approche dite « écosystémique », qui implique de dépasser l'approche des plans de gestion de site par espèces ou habitats prioritaires en faveur d'un raisonnement plus intégratif fondé sur la diversité des dynamiques et fonctions écologiques, la complexité des réseaux d'interaction et les flux de ressources, mais aussi les aspects culturels, dans un raisonnement multi-échelles (Hartig *et al.* 1998; Cui *et al.* 2012). Si une inflexion en direction de ce nouveau paradigme est déjà bien présente dans les stratégies internationales ou nationales pour la conservation de la biodiversité (Vierros 2008; Waltner-Toews *et al.* 2008; implicite, hors pêcheries, dans la Stratégie nationale pour les Aires Protégées 2030 : <https://www.ofb.gouv.fr/la-strategie-nationale-pour-les-aires-protégees>, dernière consultation le 22 novembre 2022), son implémentation locale nécessite des adaptations opérationnelles et culturelles progressives. Notre étude, en ce qu'elle s'intéresse aux dynamiques de diversité et de composition des assemblages d'espèces sur le site étudié, tenant compte de manière simplifiée de leurs interactions trophiques par la catégorisation en groupes fonctionnels, forme une première étape descriptive en ce sens – tout en ne pouvant à ce stade prétendre à informer une quelconque opérationnalisation. Un renforcement de ce type d'approche, couplant le suivi de dynamiques spatio-temporelles d'espèces-cibles et de groupes fonctionnels définis sur la base de fonctions écosystémiques d'intérêt et de multiples échelles d'organisation allant du régional au local, sont un préalable nécessaire à une véritable gestion écosystémique de ce type de site côtier sensible.

L'impact à quelques décennies des changements climatiques reste cependant impossible à prédire à partir des données actuelles au delà de tendances qualitatives. Ainsi, l'élévation projetée du niveau de la mer (entre 44 et 102 cm en moyenne selon les scénarios sur le bassin méditerranéen, Marcos *et al.* 2018), l'augmentation de fréquence des événements météorologiques exceptionnels, couplés à une érosion du littoral, induisent des risques d'intrusion d'eau de mer et sont susceptibles de faire disparaître le site des salins d'Hyères, comme beaucoup d'autres zones humides. L'impact potentiel de la perte de ce site pour la connectivité du réseau de zones humides méditerranéennes devra donc être anticipé afin de maintenir les objectifs définis par les stratégies régionales de conservation des Oiseaux d'eau (Louette *et al.* 2011; Cui *et al.* 2012) : l'approche écosystémique multi-échelle que nous proposons de mettre en place prend, face à cet enjeu, d'autant plus d'importance qu'il ne s'agit pas simplement de compenser la perte d'habitats pour quelques espèces cibles, mais d'assurer la pérennité d'assemblages d'espèces communes et de leurs fonctions écologiques. Les salins, habitats artificiels aux dynamiques hydrauliques partiellement contrôlables, peuvent jouer un rôle clé de « tampon » afin de permettre la transition entre les marais côtiers voués à disparaître sous l'effet de la montée du niveau de la mer et les éventuelles mesures de compensation qui pourraient être mises en place (Galbraith *et al.* 2002; Masero 2003). Il est probable que ce processus implique des changements profonds de la dynamique de l'ensemble des groupes fonctionnels exploitant les marais côtiers, indépendamment des dynamiques particulières des espèces ciblées par les plans de gestion. Le couplage des suivis populationnels classiques avec une approche fondée sur des processus écologiques et incorporant les espèces communes est donc plus que jamais nécessaire afin de mesurer les conséquences à venir des pressions de long terme sur ces écosystèmes sensibles.

CONCLUSION

Nos résultats révèlent une complémentarité fonctionnelle pour les Oiseaux d'eau dans le complexe de marais salants d'Hyères, les conditions physico-chimiques des salins influant probablement plus sur la quantité de ressources et d'habitats disponibles que sur leur diversité. Ils mettent en évidence l'utilité d'analyses multi-échelles combinant à la fois les espèces, et la communauté d'ensemble, prenant en considération les relations fonctionnelles entre les espèces et le milieu. Il souligne aussi la nécessité de garantir la pérennité des suivis ornithologiques récurrents et protocolés, conditions à la mise en place future d'une approche écosystémique impliquant également l'élargissement à des suivis d'autres taxa et flux. L'objectif à terme d'une telle analyse est de pouvoir identifier les multiples niveaux de dynamiques qui structurent l'avifaune du site, de son insertion à l'échelle des voies migratoires jusqu'aux dynamiques locales intra-site. L'analyse de ces données pourrait permettre d'aider à trouver le bon niveau d'adaptation des mesures de gestion comme compromis entre exigences écologiques des espèces, maintien des fonctions écosystémiques et faisabilité opérationnelle des objectifs de conservation.

Remerciements

Les auteurs remercient le parc national de Port-Cros et la métropole Toulon-Provence Méditerranée pour leur soutien à l'acquisition des données exploitées dans cette étude. Nous remercions l'ensemble des techniciens et des assistants bénévoles qui ont pris part aux relevés ornithologiques et physico-chimiques exploités dans cette étude. Nous remercions également Matthieu Lascève pour sa relecture d'une version préliminaire du manuscrit original. Nous remercions enfin S. Wroza et un.e relecteur-trice anonyme pour leurs commentaires constructifs sur notre manuscrit. Cet article valorise un stage du master 1 Sciences du Vivant de l'École pratique des hautes Études – Paris Sciences Lettres.

RÉFÉRENCES

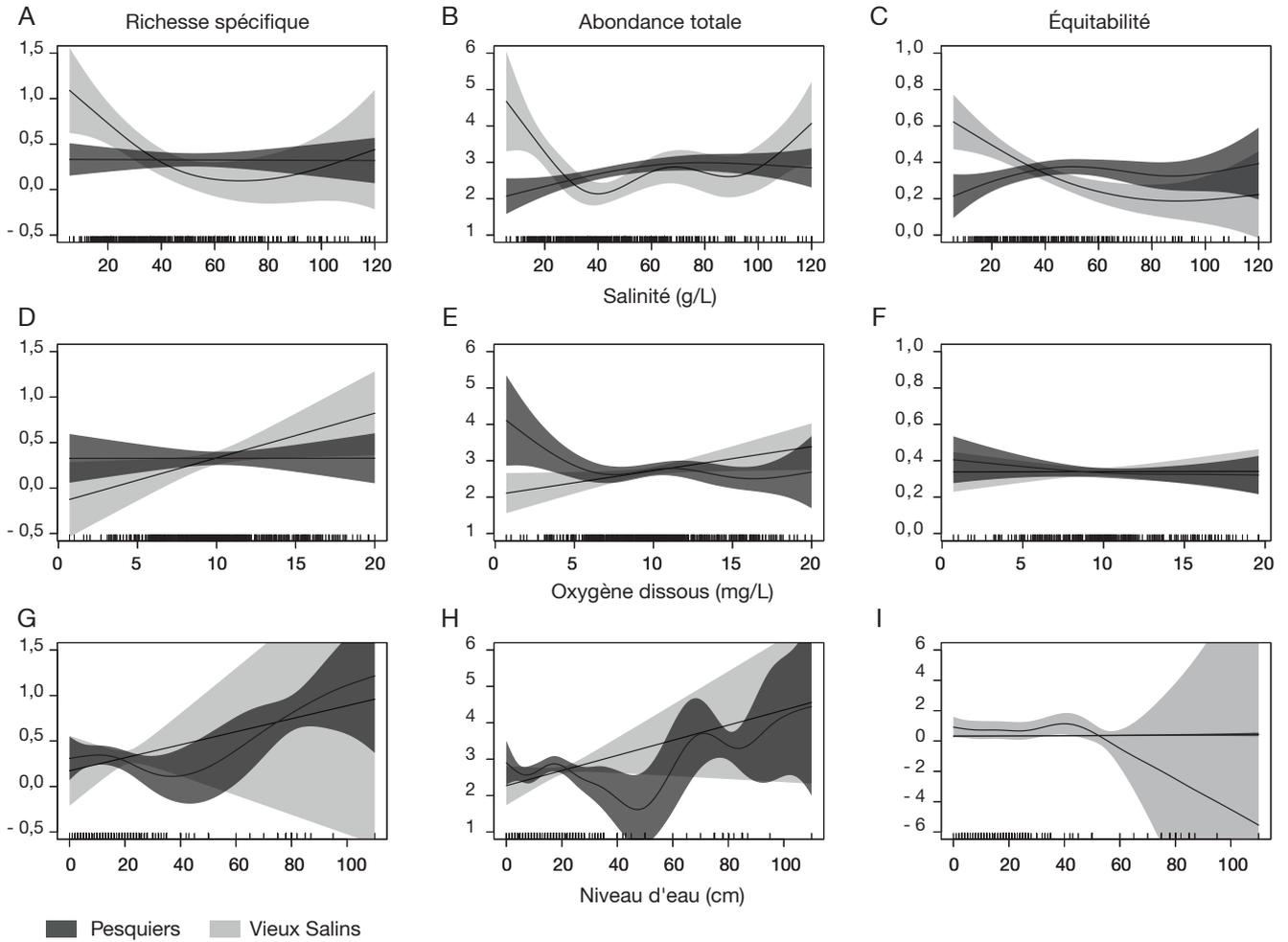
- BARNAGAUD J.-Y., PAPAÏX J., AUDEVARD A., LASCÈVE M., WROZA S. & GEOFFROY D. 2019. — Interspecific variations in shorebird responses to management practices on protected Mediterranean salt pans. *Biological Conservation* 237: 470-479. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.07.035>
- BÉCHET A., GERMAIN 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: 1575-1588. <https://doi.org/10.1007/s10531-008-9544-8>
- BERTNESS M. D. & PENNING S. C. 2000. — Spatial variation in process and pattern in salt marsh plant communities in Eastern North America, in WEINSTEIN M. P. & KREEGER D. A. (éds), *Concepts and Controversies in Tidal Marsh Ecology*. Springer Netherlands, Dordrecht: 39-57.
- BIRDLIFE INTERNATIONAL 2018. — *State of the World's Birds: Taking the Pulse of the Planet*. UK: BirdLife International, Cambridge, 80 p.
- BRITTON R. H. & JOHNSON A. R. 1987. — An ecological account of a Mediterranean salina: the Salin de Giraud, Camargue (S. France). *Biological Conservation* 42 (3): 185-230. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(87\)90133-9](https://doi.org/10.1016/0006-3207(87)90133-9)
- CRAFT C., CLOUGH J., EHMAN J., JOYE S., PARK R., PENNING S., GUO H. & MACHMULLER M. 2009. — Forecasting the effects of accelerated sea-level rise on tidal marsh ecosystem services. *Frontiers in Ecology and the Environment* 7 (2): 73-78. <https://doi.org/10.1890/070219>
- CUI B., ZHANG Z. & LEI X. 2012. — Implementation of diversified ecological networks to strengthen wetland conservation. *Clean-Soil Air Water* 40 (10): 1015-1026. <https://doi.org/10.1002/clen.201200026>
- DAVIDSON N. 2014. — How much wetland has the world lost? Long-term and recent trends in global wetland area. *Marine and Freshwater Research* 65 (10): 936-941. <https://doi.org/10.1071/MF14173>
- 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 (5): 1067-1080. <https://doi.org/10.1111/ddi.13508>
- DIAS M. P. 2009. — Use of salt ponds by wintering shorebirds throughout the tidal cycle. *Waterbirds* 32 (4): 531-537. <https://doi.org/10.1675/063.032.0406>
- FRAIXEDAS S., LINDÉN A., PIHA M., CABEZA M., GREGORY R. & LEHIKONEN 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>
- GALBRAITH H., JONES R., PARK R., CLOUGH J., HERROD-JULIUS S., HARRINGTON B. & PAGE G. 2002. — Global climate change and sea level rise: potential losses of intertidal habitat for shorebirds. *Waterbirds: the International Journal of Waterbird Biology* 25 (2): 173-183. [https://doi.org/10.1675/1524-4695\(2002\)025\[0173:GCCASLJ\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1675/1524-4695(2002)025[0173:GCCASLJ]2.0.CO;2)
- GARDNER R. C., BARCHIESI S., BELTRAME C., FINLAYSON C. M., 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*. Ramsar Briefing Note no. 7. Ramsar Convention Secretariat, Gland, 21 p.
- GRILLAS P. 2004. — *Les mares temporaires méditerranéennes: enjeux de conservation, fonctionnement et gestion*. MedWet, Arles, 122 p.
- GUTIÉRREZ J. S., MASERO J. A., ABAD-GÓMEZ J. M., VILLEGAS A. & SÁNCHEZ-GUZMÁN J. M. 2011. — Understanding the energetic costs of living in saline environments: effects of salinity on basal metabolic rate, body mass and daily energy consumption of a long-distance migratory shorebird. *Journal of Experimental Biology* 214 (5): 829-835. <https://doi.org/10.1242/jeb.048223>
- HARTIG J. H., ZARULL M. A. & LAW N. L. 1998. — An ecosystem approach to great lakes management: practical steps. *Journal of Great Lakes Research* 24 (3): 739-750. [https://doi.org/10.1016/S0380-1330\(98\)70859-7](https://doi.org/10.1016/S0380-1330(98)70859-7)
- HUGHES R. G. & PARAMOR O. A. L. 2004. — On the loss of saltmarshes in south-east England and methods for their restoration. *Journal of Applied Ecology* 41 (3): 440-448. <https://doi.org/10.1111/j.0021-8901.2004.00915.x>
- JACKSON M. V., CARRASCO L. R., CHOI C.-Y., LI J., MA Z., MELVILLE D. S., MU T., PENG H.-B., WOODWORTH B. K., YANG Z., ZHANG L. & FULLER R. A. 2019. — Multiple habitat use by declining migratory birds necessitates joined-up conservation. *Ecology and Evolution* 9 (5): 2505-2515. <https://doi.org/10.1002/ece3.4895>
- KEDDY P. A., FRASER L. H., SOLOMESHCH A. I., JUNK W. J., CAMPBELL D. R., ARROYO M. T. K. & ALHO C. J. R. 2009. — Wet and wonderful: the world's largest wetlands are conservation priorities. *Bioscience* 59 (1): 39-51. <https://doi.org/10.1525/bio.2009.59.1.8>
- LEGENDRE P. & LEGENDRE L. 2012. — *Numerical Ecology*, 3rd edn. Elsevier, Amsterdam, 1006 p.
- LEI W., MASERO J. A., PIERSMA T., ZHU B., YANG H.-Y. & ZHANG Z. 2018. — Alternative habitat: the importance of the Nanpu Salt pans for migratory waterbirds in the Chinese Yellow Sea. *Bird Conservation International* 28 (4): 549-566. <https://doi.org/10.1017/S0959270917000508>
- LOUETTE G., ADRIAENS D., ADRIAENS P., ANSELIN A., DEVOS K., SANNEN K., VAN LANDUYT W., PAELINCKX D. & HOFFMANN M. 2011. — Bridging the gap between the Natura 2000 regional conservation status and local conservation objectives. *Journal for Nature Conservation* 19 (4): 224-235. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2011.02.001>
- MA Z., CAI Y., LI B. & CHEN J. 2010. — Managing wetland habitats for waterbirds: an international perspective. *Wetlands* 30: 15-27. <https://doi.org/10.1007/s13157-009-0001-6>
- MARCOS M., JORDA G. & COZANNET G. L. 2018. — Sea level rise and its impacts on the Mediterranean, in MOATTI J.-P. & THIÉBAULT S. (éds), *The Mediterranean Region under Climate Change: A Scientific Update*. IRD Éditions, Marseille: 265-275.
- MASERO J. A. 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>
- MASERO J. A., PEREZ-HURTADO A., CASTRO M. & ARROYO G. M. 2000. — Complementary use of intertidal mudflats and adjacent salinas by foraging waders. *Ardea* 88: 177-191.

- MICHELI F., COTTINGHAM K. L., BASCOMPTE J., BJORNSTAD O. N., ECKERT G. L., FISCHER J. M., KEITT T. H., KENDALL B. E., KLUG J. L. & RUSAK J. A. 1999. — The dual nature of community variability. *Oikos* 85 (1): 161-169.
- NYSTRÖM K. G. K. & PEHRSSON O. 2008. — Salinity as a constraint affecting food and habitat choice of mussel-feeding diving ducks. *Ibis* 130 (1): 94-110. <https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.1988.tb00960.x>
- OKSANEN J., BLANCHET F. G., FRIENDLY M., KINDT R., LEGENDRE P., MCGLENN D., MINCHIN P. R., O'HARA R. B., SIMPSON G. L., SOLYMOS P., STEVENS M. H. H., SZOEC S. & WAGNER H. 2016. — *vegan: Community Ecology Package*. R Package Version 2.3-5. <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>, dernière consultation le 22 novembre 2022.
- PARACUELLOS M. & TELLERÍA J. L. 2004. — Factors affecting the distribution of a waterbird community: the role of habitat configuration and bird abundance. *Waterbirds* 27 (4): 446-453. [https://doi.org/10.1675/1524-4695\(2004\)027\[0446:FATDOA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1675/1524-4695(2004)027[0446:FATDOA]2.0.CO;2)
- PEARCE F., CRIVELLI A. J. & SKINNER J. R. 1994. — Characteristics of mediterranean wetlands, in CRIVELLI A. J. & JALBERT J. (éds), *Conservation of Mediterranean wetlands* n°1. Station biologique de la Tour du Valat, Arles, 90 p.
- PIERSMA T., BOERE G. C., GALBRAITH C. A. & STROUD D. A. 2006. — Migration in the balance: tight ecological margins and the changing fortunes of shorebird populations, in BOERE G. C., GALBRAITH C. A. & STROUD D. A. (éds.), *Waterbirds Around the World: A global Overview of the Conservation, Management and Research of the World's Waterbird Flyways*. The Stationary Office, Edinburgh: 74-80.
- RUSSI D., TEN BRINK P., FARMER A., BADURA T., COATES D., FÖRSTER J., KUMAR R. & DAVIDSON N. 2013. — *The Economics of Ecosystems and Biodiversity for Water and Wetlands*. IEEP, Londres, 17 p.
- SCHWEMMER P. & GARTHE S. 2008. — Regular habitat switch as an important feeding strategy of an opportunistic seabird species at the interface between land and sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 77 (1): 12-22. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2007.08.017>
- SKINNER J. & ZALEWSKI S. 1995. — *Functions and Values of Mediterranean Wetlands*. Station biologique de la Tour du Valat, Arles, 90 p.
- TAKEKAWA J. Y., MILES A. K., SCHOELLHAMER D. H., ATHEARN N. D., SAIKI M. K., DUFFY W. D., KLEINSCHMIDT S., SHELLENBARGER G. G. & JANNUSCH C. A. 2006. — Trophic structure and avian communities across a salinity gradient in evaporation ponds of the San Francisco Bay estuary. *Hydrobiologia* 567: 307-327. <https://doi.org/10.1007/s10750-006-0061-z>
- TAKEKAWA J. Y., ACKERMAN J. T., BRAND L. A., GRAHAM T. R., EAGLES-SMITH C. A., HERZOG M. P., TOPPING B. R., SHELLENBARGER G. G., KUWABARA J. S., MRUZ E., PIOTTER S. L. & ATHEARN N. D. 2015. — Unintended consequences of management actions in salt pond restoration: cascading effects in trophic interactions. *PLoS One* 10: e0119345. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0119345>
- VELASQUEZ C. R. 1992. — Managing artificial saltpans as a waterbird habitat: species' responses to water level manipulation. *Colonial Waterbirds* 15 (1): 43-55. <https://doi.org/10.2307/1521353>
- VIERROS M. 2008. — The ecosystem approach of the convention on biological diversity, in BIANCHI G. & SKJOLDAL H. R. (éds), *Ecosystem Approach to Fisheries*. Cabi Publishing, Wallingford: 39-46
- WALTNER-TOEWS D., KAY J. & LISTER N.-M. 2008. — *The Ecosystem Approach: Complexity, Uncertainty, and Managing for Sustainability* [Illustrated edition]. Columbia University Press, New York, 408 p.
- WETLANDS INTERNATIONAL 2010. — *State of the World's Waterbirds 2010*. Wetlands International, Ede, 24 p.
- WHITED D., GALATOWITSCH S., TESTER J. R., SCHIK K., LEHTINEN R. & HUSVETH J. 2000. — The importance of local and regional factors in predicting effective conservation: planning strategies for wetland bird communities in agricultural and urban landscapes. *Landscape and Urban Planning* 49 (1-2): 49-65. [https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(00\)00046-3](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(00)00046-3)
- WOOD S. N. 2006. — *Generalized Additive Models. An Introduction with R*. Chapman & Hall, CRC, London, 496 p.

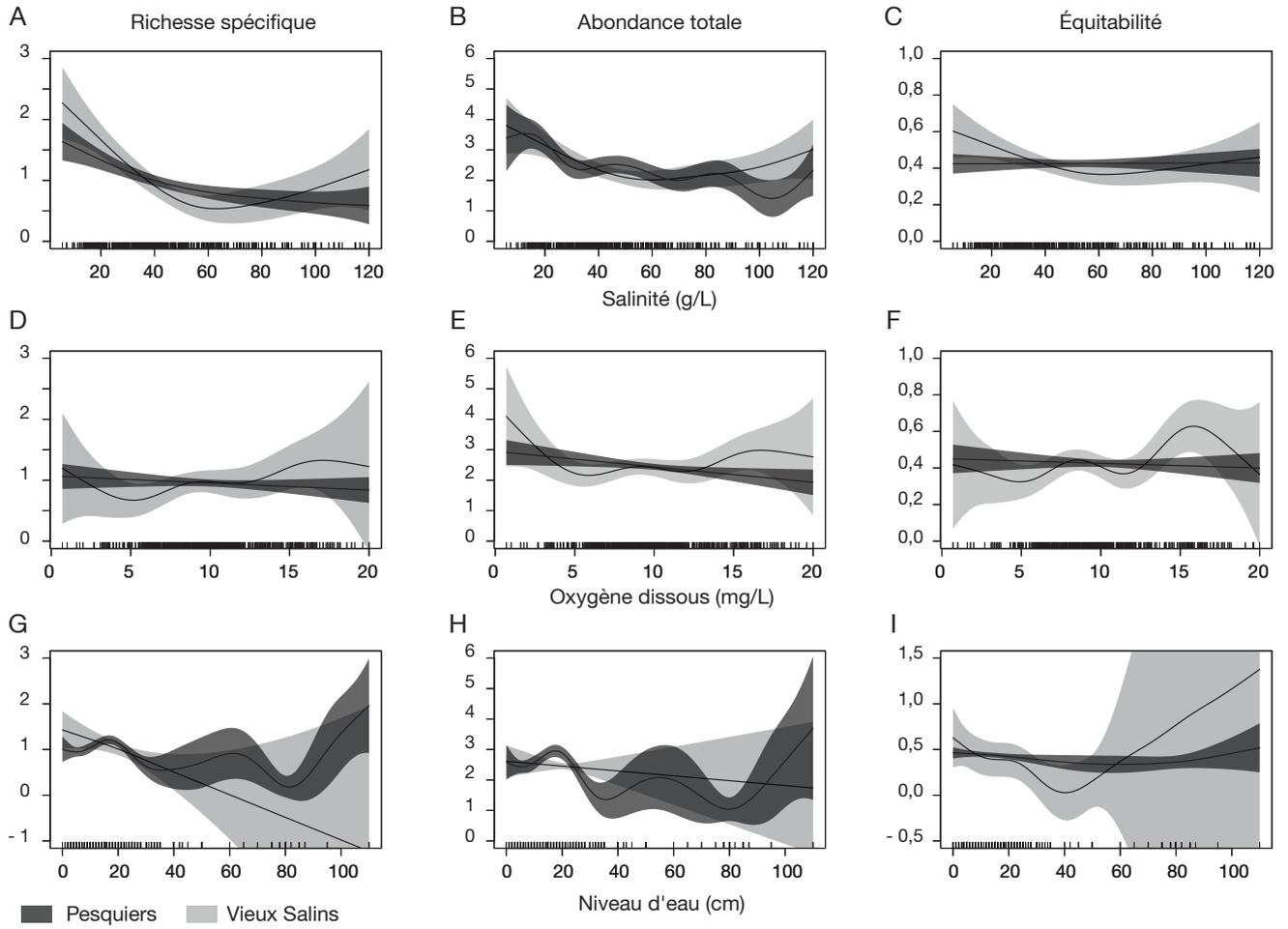
Soumis le 26 avril 2022 ;
 accepté le 3 août 2022 ;
 publié le 7 décembre 2022.

ANNEXES

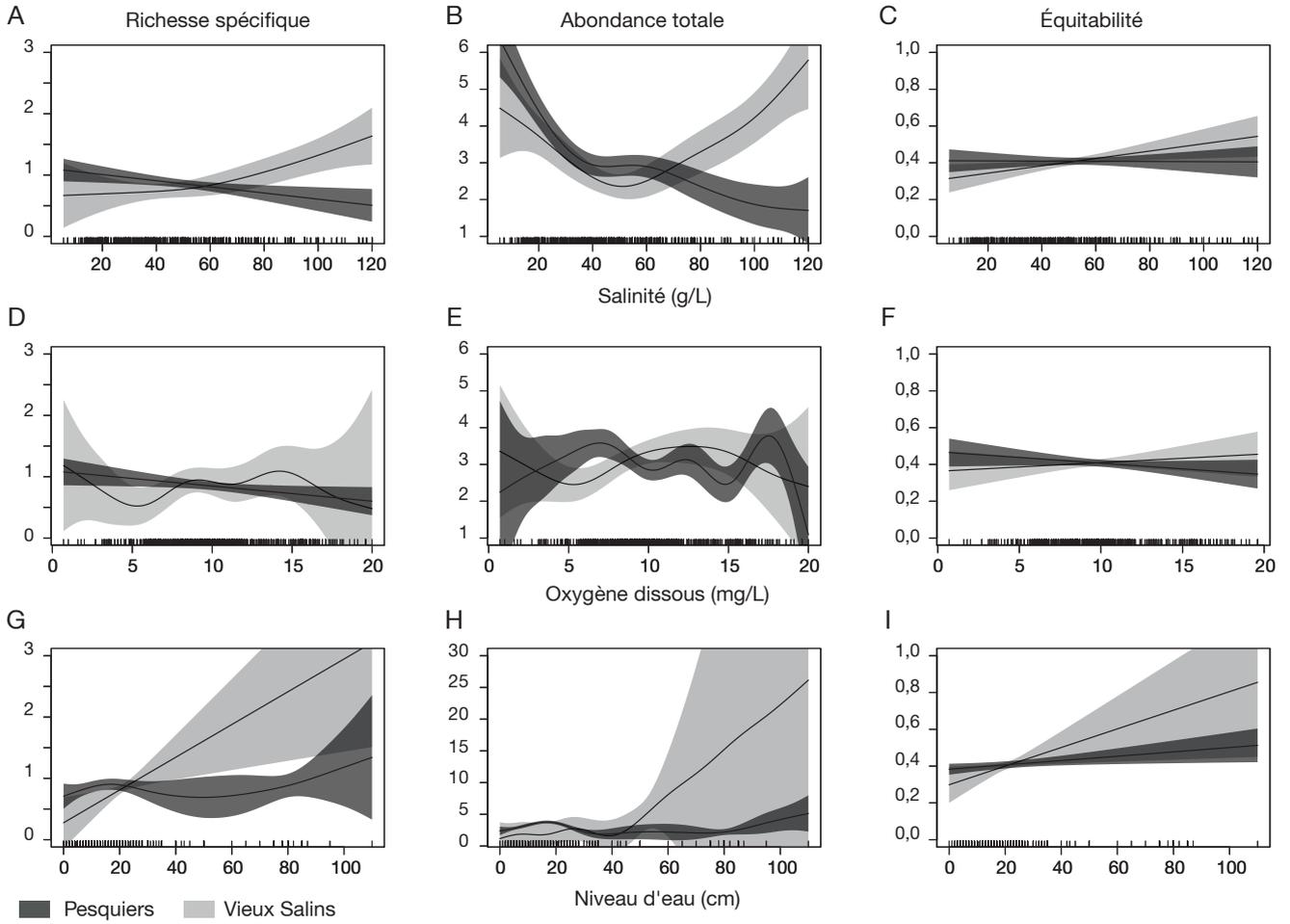
ANNEXE 1. — Réponses des Anatidés (n = 8) aux variations de la salinité (g/L; **A, D, G**), de l'oxygène dissout (mg/L; **B, E, H**) et du niveau d'eau (cm; **C, F, I**) en termes de richesse spécifique, abondance totale et équitabilité avec un intervalle de confiance à 95 %.



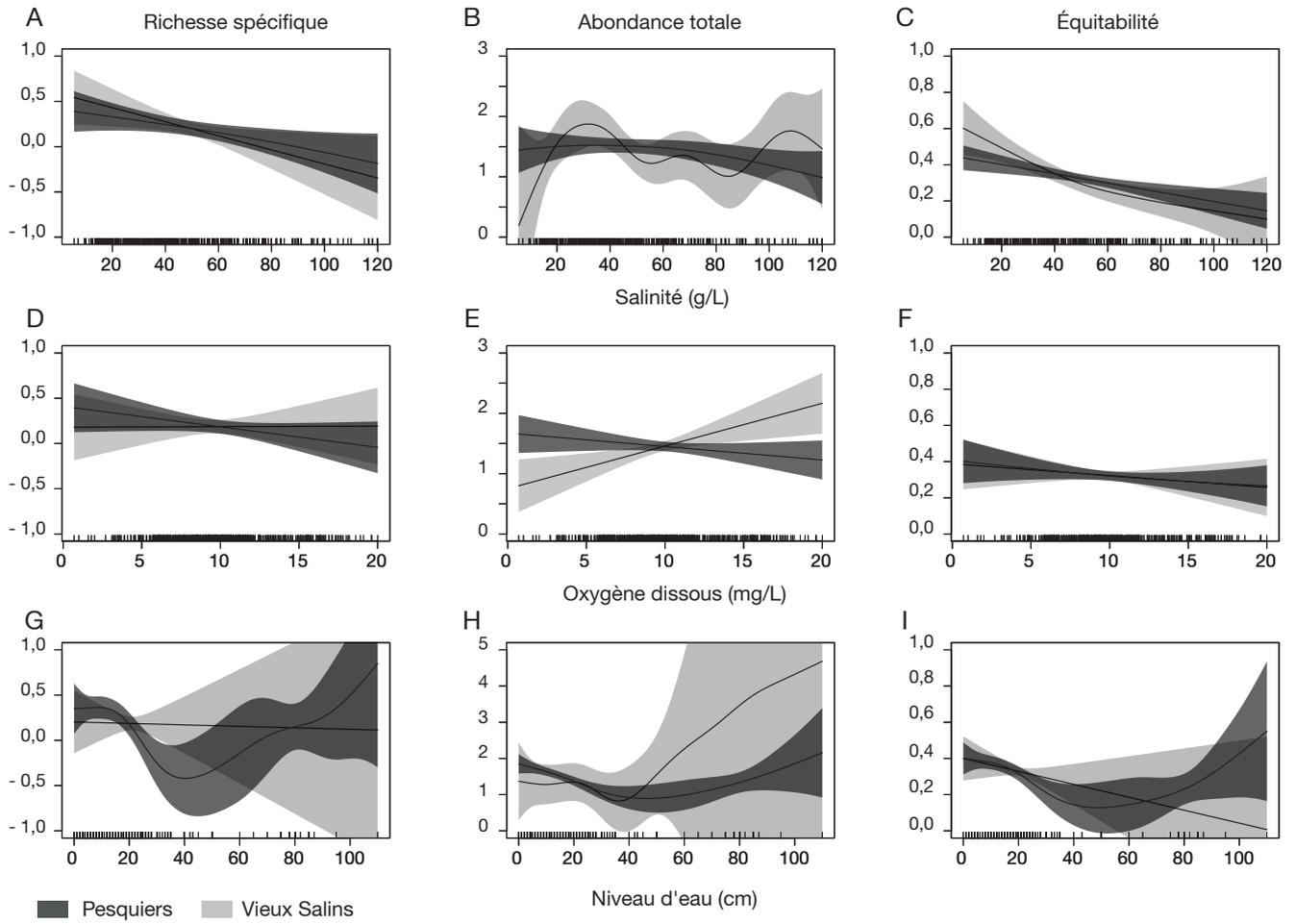
ANNEXE 2. — Réponses des Limicoles (n = 36) aux variations de la salinité (g/L; **A, D, G**), de l’oxygène dissout (mg/L; **B, E, H**) et du niveau d’eau (cm; **C, F, I**) en termes de richesse spécifique, abondance totale et équitabilité avec un intervalle de confiance à 95 %.



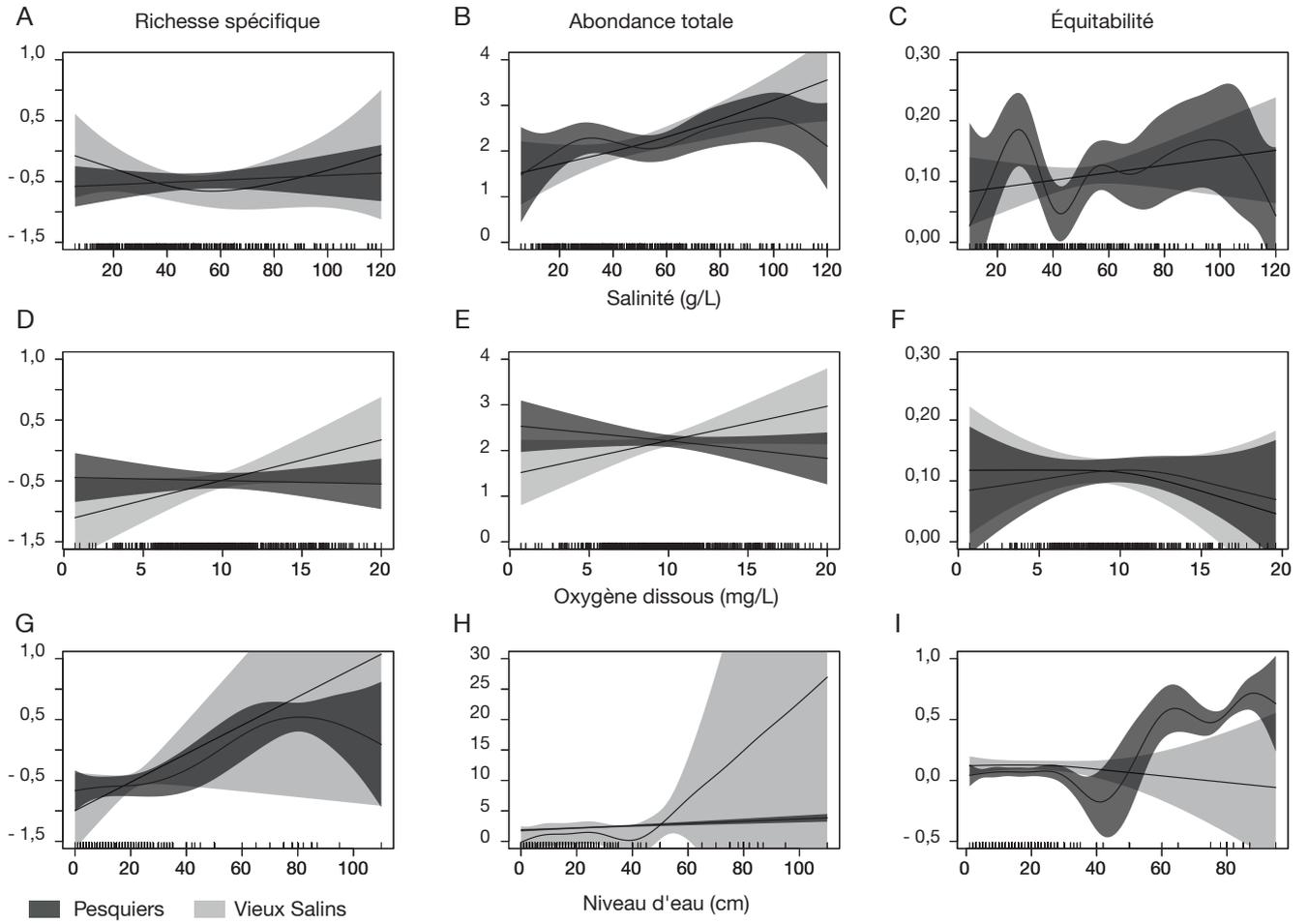
ANNEXE 3. — Réponses des Laridés (n = 14) aux variations de la salinité (g/L; **A, D, G**), de l'oxygène dissout (mg/L; **B, E, H**) et du niveau d'eau (cm; **C, F, I**) en termes de richesse spécifique, abondance totale et équitabilité avec un intervalle de confiance à 95 %.



ANNEXE 4. — Réponses des Ardéidés (n = 5) aux variations de la salinité (g/L; **A, D, G**), de l'oxygène dissout (mg/L; **B, E, H**) et du niveau d'eau (cm; **C, F, I**) en termes de richesse spécifique, abondance totale et équitabilité avec un intervalle de confiance à 95 %.



ANNEXE 5. — Réponses des Grèbes ($n = 3$) aux variations de la salinité (g/L; **A, D, G**), de l'oxygène dissout (mg/L; **B, E, H**) et du niveau d'eau (cm; **C, F, I**) en termes de richesse spécifique, abondance totale et équitabilité avec un intervalle de confiance à 95 %.



ANNEXE 6. — Synthèse statistique des réponses des trois indices de diversité aux fluctuations des paramètres physico-chimiques sur le site des Vieux Salins. Abréviations: **Df**, degré de liberté; **Edf**, *estimated degree of freedom*, mesure de la complexité de la fonction spline de lissage.

	Richesse spécifique	Abondance	Équitabilité
Edf			
Salinité (g/L)	7,63	4,68	1,00
Oxygène dissout (mg/L)	6,00	8,13	7,64
Niveau d'eau (cm)	1,00	4,56	1,85
Df			
Salinité (g/L)	8,46	8,46	1,00
Oxygène dissout (mg/L)	7,17	8,78	8,52
Niveau d'eau (cm)	1,00	5,11	2,31
P-value			
Salinité (g/L)	<2e-16	<2e-16	0,02
Oxygène dissout (mg/L)	0,002	6,71e-06	0,19
Niveau d'eau (cm)	0,30	0,14	0,12

ANNEXE 7. — Synthèse statistique des réponses de nos trois indices de diversité aux fluctuations des paramètres physico-chimiques sur le site des Pesquiers. Abréviations: **Df**, degré de liberté; **Edf**, *estimated degree of freedom*, mesure de la complexité de la fonction spline de lissage.

	Richesse spécifique	Abondance	Équitabilité
Edf			
Salinité (g/L)	2,00	1,00	2,32
Oxygène dissout (mg/L)	1,00	1,00	1,00
Niveau d'eau (cm)	7,36	5,80	2,27
Df			
Salinité (g/L)	2,54	1,00	2,92
Oxygène dissout (mg/L)	1,00	1,00	1,00
Niveau d'eau (cm)	8,33	6,91	2,31
P-value			
Salinité (g/L)	9,03e-05	0	0,44
Oxygène dissout (mg/L)	0	0	2,80
Niveau d'eau (cm)	<2e-16	6,77e-05	0,02