



Cet article est publié sous la licence Creative Commons (CC BY 4.0). La citation comme l'utilisation de tout ou partie du contenu de cet article doit obligatoirement mentionner les auteurs, l'année de publication, le titre, le nom de la revue, le volume, les pages et le DOI.

Synthèse des principaux impacts de la dépoldérisation sur la biodiversité : une approche par revue systématique

Marianne DEBUE¹, Dakis-Yaoba OUEDRAOGO¹, Romain SORDELLO¹, Yorick REYJOL¹

¹ PatriNat, UAR 2006, OFB-MNHN-CNRS, 36 rue Geoffroy-Saint-Hilaire, 75005 Paris, France.

Correspondance : Marianne DEBUE, marianne.debue@mnhn.fr

Le projet Life Adapto explore des modes de gestion souple du trait de côte dans un contexte de changement climatique et de montée du niveau des mers. Dans le cadre de ce projet, une revue systématique a été réalisée afin d'étudier les conséquences de la dépoldérisation sur la biodiversité. Cette revue de littérature a notamment permis de mettre en évidence que la dépoldérisation s'accompagne en général d'une diminution de la richesse spécifique végétale, et d'une augmentation de la richesse en invertébrés (macrocrustacés exceptés) et de l'abondance en poissons et en oiseaux limicoles. De nombreux facteurs interviennent dans la mise en place des communautés d'espèces et expliquent la variabilité des résultats d'une telle intervention selon les sites.

Introduction

Le programme Life Adapto est un projet sur cinq ans, de 2017 à 2022, initié par le Conservatoire du littoral. Au travers de dix sites pilotes répartis sur les façades Manche, Atlantique et Méditerranée de la métropole ainsi qu'en Outre-mer, il explore des modes de gestion souple du trait de côte dans un contexte de changement climatique et de montée du niveau des mers (Conservatoire du littoral, 2022). Différentes démarches expérimentales sont conduites et analysées de plusieurs points de vue (économique, paysager, social, environnemental...), dont la dépoldérisation qui consiste à réouvrir les polders aux intrusions marines. Envisagée sur plusieurs sites, une synthèse bibliographique de type revue systématique a été réalisée afin de mieux appréhender les conséquences d'une telle action sur la biodiversité. L'article qui suit est une synthèse de cette revue, dont les détails sont disponibles dans la publication Debue *et al.* (2022).

Les prés-salés : des habitats patrimoniaux aux multiples fonctions mais menacés

À l'interface terre-mer, les prés-salés sont des habitats complexes et dynamiques. Ils sont soumis à différents gradients, notamment de submersion et de salinité, qui

conditionnent l'installation des espèces et font d'eux des habitats originaux, aux espèces caractéristiques, tant végétales qu'animales (salicorne, obione, criquet

Encadré 1 – Méthode.

Une revue systématique est une méthode standardisée, visant à produire des synthèses bibliographiques les plus fiables possibles pour informer la décision, par la mise en œuvre d'un protocole précis et répliquable, par la recherche la plus exhaustive possible de la littérature scientifique et grise existante, et par l'évaluation critique des connaissances rassemblées avant de les synthétiser. Cette méthode est encadrée, pour les sciences de l'environnement, par une association appelée CEE (*Collaboration for Environmental Evidence, 2018*). Les principales étapes sont :

- la formulation d'une question et d'une équation de recherche pour récupérer la littérature,
- le tri des publications selon des critères prédéfinis afin de ne garder que celles répondant à la question,
- l'extraction des données descriptives pour obtenir une image des connaissances existantes sur le sujet,
- l'évaluation critique des publications pour évaluer la fiabilité de leurs résultats et ne s'appuyer que sur celles scientifiquement robustes,
- l'extraction des résultats numériques et leur analyse statistique afin de répondre de manière quantitative à la question (« méta-analyse »).

des salines...). Bien que globalement peu diversifiés, ils constituent des zones de reproduction, d'alimentation et de repos importantes pour les poissons, les macrocrustacés et les oiseaux, y compris migrateurs (Boorman, 2003). Les prés-salés sont également des milieux à forte productivité primaire et dont le taux de séquestration du carbone est parmi les plus élevés, tout habitat confondu, en raison de la salinité du milieu et de la forte sédimentation qui y a lieu. Ils jouent enfin un rôle notable dans la filtration de l'eau et le stockage des polluants, ainsi que dans la rétention des sédiments et la dissipation de l'énergie des vagues, limitant de ce fait l'érosion (Barbier *et al.*, 2011 ; Chmura *et al.*, 2012). Toutes ces caractéristiques justifient l'importance écologique de cet habitat, qui est actuellement menacé. Les prés-salés ont en effet été l'objet d'endigüements et d'assèchements depuis plusieurs siècles, pour être utilisés à des fins agricoles ou défensives (action de « poldérisation »). Ils sont actuellement contraints par la montée du niveau des mers, leur recul pour s'adapter à cette hausse étant bloqué par la présence de digues. La dépollérisation est une solution pour redonner aux prés-salés des espaces de développement, par le retour d'eau salée ou saumâtre dans des zones endiguées dépourvues partiellement ou totalement d'influence maritime.

Caractéristiques des sites concernés par la dépollérisation

Au sein du corpus bibliographique rassemblé pour la revue systématique, 233 sites différents ont fait l'objet d'une dépollérisation qui s'est accompagnée par des suivis de biodiversité. Du point de vue historique, les premières poldérisations mentionnées dans ce corpus datent du ^{xvii} siècle puis se multiplient au ^{xix} siècle et dans la première moitié du ^{xx} siècle, tandis que les dépollérisations commencent à la fin du ^{xix} siècle et s'intensifient à la fin du ^{xx} siècle, induisant des périodes

d'endigüement plus ou moins longues selon les sites, en moyenne de 80 ans. Ce basculement des pratiques peut s'expliquer par une évolution du contexte sociologique, passant d'une situation de croissance démographique et de rentabilité de l'endigüement vers une situation de déprise agricole, de diminution de la rentabilité des petits polders isolés et de prise de conscience environnementale (Goeldner-Gianella, 2007). Les causes de poldérisation mentionnées dans les articles sont en effet principalement agricoles, mais peuvent également être liées à d'autres projets (création de routes, production de sel, protection contre les inondations, lutte contre les moustiques, création d'habitats pour les oiseaux d'eau ou réalisation d'activités de dragage ou de forage). Les dépollérisations résultent de tempêtes dans un tiers des cas. Quand elles sont volontaires, elles sont justifiées par des opérations de restauration ou de compensation écologique, et pour quelques sites, par la protection contre les inondations.

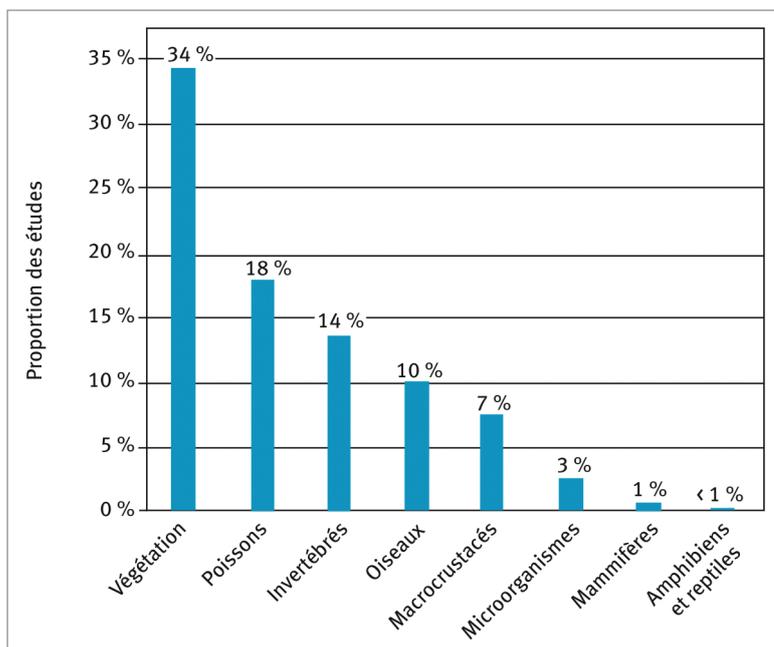
Les sites identifiés dans le corpus sont principalement situés aux États-Unis (50 %) et au Royaume-Uni (28 %), les autres étant principalement dans d'autres pays européens ainsi qu'au Canada. Une telle répartition peut s'expliquer par l'important linéaire côtier favorable au développement de prés-salés de ces deux pays (IUCN, 2022). Ces sites sont aux deux-tiers localisés en estuaire, les autres étant principalement en front de mer, et dans quelques rares cas dans des lagons. Ils sont occupés par différents habitats, généralement des terres agricoles, mais également des plans d'eau douce ou saumâtre, plus ou moins colonisés par des roselières, des prés-salés dégradés, des friches, des prairies ou des mangroves. Leurs tailles sont variables, de moins de dix hectares à plus de mille hectares.

Différentes techniques sont mises en œuvre pour reconnecter les sites à l'influence maritime. L'opération la plus courante dans le corpus consiste à ouvrir une ou plusieurs brèches dans la digue ; d'autres méthodes sont employées : suppression complète de la digue, pose de conduits ou de clapets à marée, suppression de clapets déficients ou abaissement de la hauteur de la digue. Des opérations complémentaires sont parfois menées et concernent la topographie du site (excavation de canaux, dragage, nivellement, importation de matériaux, comblement de fossés) ou sa végétation (plantation, exportation de la végétation en place, fauchage, pâturage).

Suivis de biodiversité mis en place sur les sites concernés par la dépollérisation

Différents taxons font l'objet de suivis lors de la dépollérisation des sites du corpus (figure 1). La végétation est le taxon le plus étudié, suivie par les poissons, les invertébrés (hors macrocrustacés), les oiseaux et les macrocrustacés. À l'inverse, peu d'études portent sur les microorganismes, les mammifères, les amphibiens et les reptiles. Ces disparités peuvent être liées aux difficultés d'échantillonner certains taxons dans des milieux soumis aux marées, mais également à des intérêts sociaux ou économiques différents (les poissons ont, par exemple, une valeur commerciale) (Troudet *et al.*, 2017). Elles mettent cependant en évidence un manque de connaissances de l'impact de la dépollérisation sur certains groupes taxonomiques.

Figure 1 – Taxons étudiés parmi les articles du corpus. Source : Debue *et al.* (2022).



De même, les paramètres de composition des communautés (richesse spécifique, abondance) sont quasiment systématiquement évalués, tandis que les paramètres de structure (sex-ratio, âge et taille des individus...) ou de fonction (comportement, croissance, mortalité...) le sont plus rarement (figure 2). Lorsque des études de structure ou de fonction existent, elles concernent majoritairement les oiseaux ou les poissons. Ces paramètres sont en effet plus difficiles à évaluer et peuvent nécessiter des temps de mise en œuvre des suivis et d'analyse des données plus importants. Ils sont cependant porteurs de plus d'informations sur la productivité et la vulnérabilité des écosystèmes (Schleuter *et al.*, 2010) et ne peuvent qu'être encouragés.

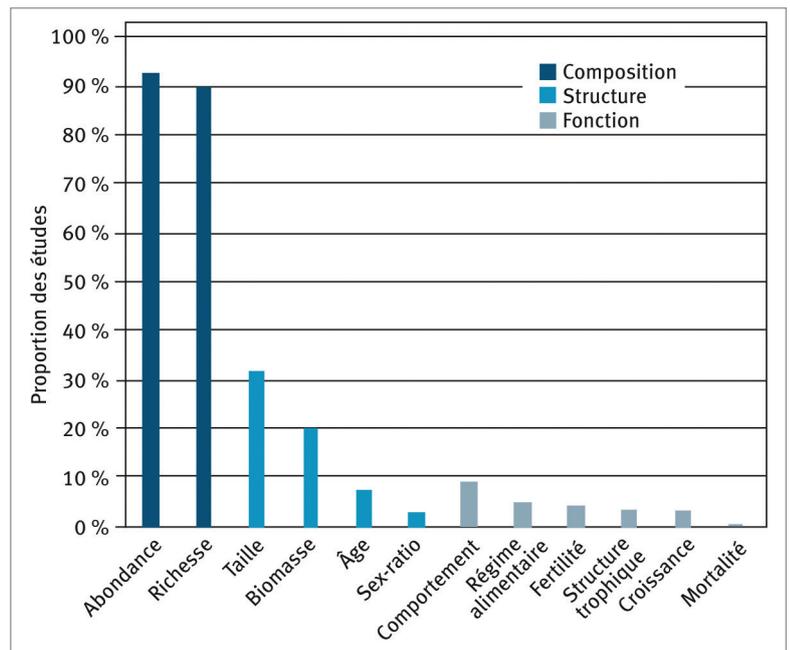
Dans le corpus étudié, différents dispositifs expérimentaux sont mis en œuvre. Les trois quarts des études utilisent un comparateur spatial, c'est-à-dire un site témoin pouvant être soit un site « contrôle » (site pollérisé et qui le reste), soit, pour la majorité, un site « référence » (site qui n'a jamais été pollérisé). Un peu moins d'un tiers des dispositifs recourent à un « comparateur temporel », correspondant à la réalisation de suivis avant/après dépollérisation. Il est à noter que près d'un sixième des études n'ont aucun des deux. Dans ce cas, le suivi est mis en place uniquement sur le site dépollérisé, après dépollérisation. Ce type de suivi ne permet pas d'attribuer de manière claire un changement observé à l'action de dépollérisation. Seulement un quart ont le dispositif expérimental le plus robuste, avec comparateur spatial et temporel (Sordello *et al.*, 2019). Les sites contrôles ou références sont généralement adjacents aux sites d'études, mais parfois éloignés de plus de cent kilomètres, ce qui peut poser question, les sites ne devant pas être trop éloignés pour partager un contexte géographique similaire, mais ne pas être trop proches non plus car la dépollérisation pourrait avoir un impact sur les terres adjacentes (Friess *et al.*, 2012). Les suivis temporels sont plutôt courts, la majorité durant moins de trois ans avant et cinq ans après la dépollérisation. Dans la mesure du possible, il est pourtant préférable d'avoir des suivis sur le long terme, aussi bien avant intervention afin de garantir une stabilité de la situation initiale (Underwood, 1991), qu'après intervention afin de mettre en évidence des changements sur le long terme (Onaindia *et al.*, 2001).

Impacts de la dépollérisation sur la biodiversité

Du fait des déséquilibres mentionnés précédemment concernant les taxons et les paramètres mesurés, la méta-analyse de la revue systématique n'a porté que sur les données de richesse et d'abondance associées à la végétation, aux poissons, aux macrocrustacés, aux oiseaux et aux invertébrés (hors macrocrustacés), et sur les études ayant un dispositif expérimental avec un site référence et un suivi avant/après.

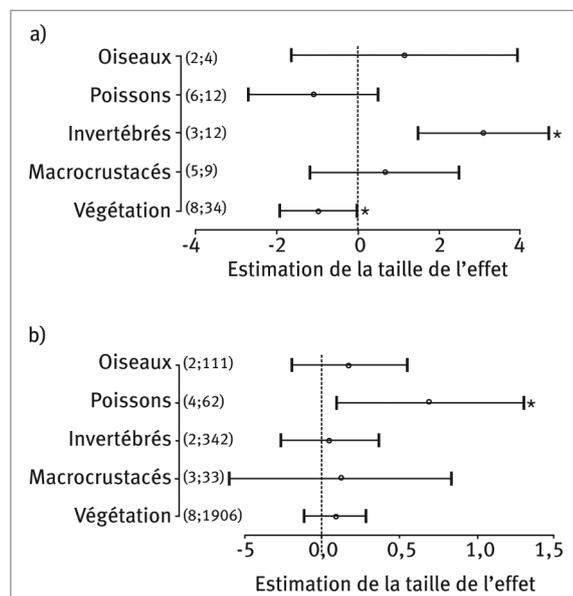
Le retour d'une eau salée ou saumâtre dans des milieux dépourvus totalement ou partiellement d'une influence maritime entraîne une diminution de la richesse spécifique végétale (figure 3 a), qui s'explique par le remplacement d'espèces ne tolérant ni le sel ni la submersion par des espèces halophiles. Ce résultat est cependant fonction de l'occupation des terres avant

Figure 2 – Paramètres étudiés parmi les articles du corpus. Source : Debue *et al.* (2022).



dépollérisation (un pré-salé étant de manière générale plus pauvre qu'une prairie mais plus riche qu'une monoculture) et de la définition du site d'étude (un site dont seulement une partie redevient soumise au rythme des marées étant généralement plus riche car des espèces glycophiles – qui ne tolèrent pas le sel – et halophiles – qui sont adaptées à la présence de sel –

Figure 3 – Effet de la dépollérisation sur (a) la richesse spécifique, (b) l'abondance par groupe taxonomique. Une valeur positive indique une augmentation, une valeur négative une diminution. Une étoile indique un résultat significatif. Les chiffres entre parenthèses représentent les nombres d'études (= étude d'un taxon sur un site dépollérisé, un article pouvant contenir plusieurs études) et de cas (= étude d'un taxon sur un site dépollérisé à une année donnée). Pour plus de détails, se référer à l'article Debue *et al.* (2022).



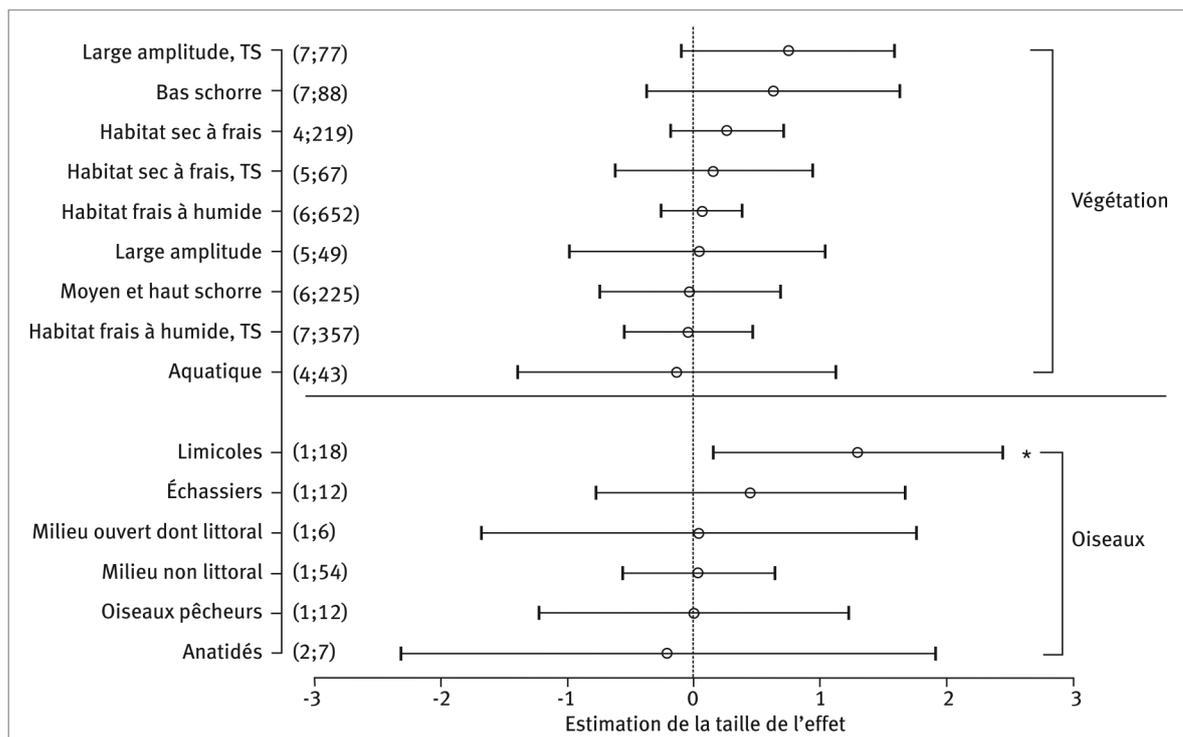
peuvent coexister). En ce qui concerne le type de végétation, le retour de l'eau salée entraîne un développement des espèces des bas niveaux de pré-salé (figure 4) (e.g. Masselink *et al.*, 2017). La revue systématique n'a pas mis en évidence la colonisation du milieu par des espèces du moyen et du haut schorre, ce qui peut s'expliquer par le fait que les études sont essentiellement de court terme. En effet, pendant la durée d'endiguement, les apports sédimentaires sont limités et le sol peut être tassé par des activités agricoles. Le site est alors plus bas que les zones en aval de la digue et présente des temps de submersion plus importants au moment de la dépollérisation. La colonisation du site par la végétation de moyen et de haut schorre peut alors être plus tardive car dépendant de la sédimentation, processus lent qui permet l'élévation du site et la diminution des temps de submersion (e.g. Boone *et al.*, 2017). Des espèces aquatiques peuvent également s'installer. D'autres ont une réponse plus variable, notamment le roseau commun, qui, selon les sites, la salinité et les niveaux d'eau, peut plus ou moins régresser.

Le changement de végétation influe directement sur le cortège faunistique qui se développe. La présence d'eau sur le site, au moins par intermittence, crée de nouveaux habitats accessibles aux poissons. Ces derniers voient leur abondance augmenter (figure 3b) et utilisent ces habitats comme zone de reproduction, de nourricerie et de refuge. La revue systématique n'a pas mis en évidence de changement significatif de richesse spécifique pour ce groupe taxonomique (figure 3a). Certaines espèces vont en effet coloniser les nouveaux espaces, tandis que d'autres peuvent disparaître, du fait de la modification

de leur habitat (augmentation de la salinité, disparition des algues qui leur servent d'abri) ou de l'arrivée de nouveaux prédateurs sur le site (poissons de plus grande taille, échassiers) (e.g. Raposa, 2002 ; Roman *et al.*, 2002). Ces résultats sont bien entendus valables pour des sites ayant des zones en eau avant dépollérisation, les sites qui en sont dépourvus présentant quant à eux une augmentation de la richesse et de l'abondance en poissons.

Côté avifaune, aucune tendance générale n'a été mise en évidence pour la richesse et l'abondance (figure 3a et 3b). En revanche, l'étude par groupe écologique indique une augmentation en nombre des limicoles (échassiers se nourrissant dans la vase) (figure 4). Ceux-ci bénéficient en effet du développement des vasières, qui apparaissent suite à la disparition des espèces végétales glycophiles et leur servent de zones de nourrissage. Leurs effectifs peuvent cependant diminuer sur le plus long terme, en cas de végétalisation de ces vasières (e.g. Raposa, 2008). Les résultats pour les échassiers ne sont pas significatifs mais soulignent plutôt une tendance à l'augmentation de leur nombre, en lien avec la création de chenaux et de mares dans lesquels ils se nourrissent. La réponse des anatidés est variable, une étude mettant en évidence un développement des canards colvert tandis qu'une autre souligne une diminution du nombre de bernaches les premières années post-restauration, en lien avec la disparition de la végétation dont elles se nourrissent, mais qui est suivie par une augmentation plus tardive des effectifs (e.g. Bos *et al.*, 2014). Comme pour la végétation, les changements de richesse et d'abondance sont fonction de l'état initial du site et de la définition de

Figure 4 – Effet de la dépollérisation sur l'abondance par groupe écologique pour la végétation et les oiseaux. Une valeur positive indique une augmentation, une valeur négative une diminution. Une étoile indique un résultat significatif. Les chiffres entre parenthèses représentent les nombres d'études (= étude d'un taxon sur un site dépollérisé, un article pouvant contenir plusieurs études) et de cas (= étude d'un taxon sur un site dépollérisé à une année donnée). Pour plus de détails, se référer à l'article Debue *et al.* (2022).



ses frontières, un site seulement partiellement submergé permettant le maintien d'une mosaïque d'habitats, comprenant vasières et prés-salés dans les zones basses et prairies et fourrés dans les zones hautes, et ainsi la présence d'une diversité d'espèces d'oiseaux aux écologies différentes.

Enfin, la revue systématique a mis en évidence une augmentation de la richesse spécifique en invertébrés (hors macrocrustacés), qui peut s'expliquer par la création de nouveaux habitats (figure 3a) (e.g. Bowron *et al.*, 2013 ; Matsuda et Kokubu, 2016).

Il est important de garder à l'esprit que de nombreux paramètres influent sur la constitution du cortège d'espèces présentes sur un site. Ces paramètres peuvent aussi bien être de nature biotique (interactions intra et inter-spécifiques), qu'édaphique (propriétés physico-chimiques des sols), hydrique (temps de submersion, vitesse des flux d'eau), géographique (climat, élévation, topographie, localisation, taille et forme du site) ou anthropique (historique du site, nature et date de la dépoldérisation). De plus, ils interagissent entre eux : interactions des paramètres biotiques et abiotiques ; impact du temps de submersion sur les communautés végétales et animales qui se développent, l'oxygénation du sol, la sédimentation ; influence de la localisation du site sur la salinité du milieu, la durée de submersion ; effet du mode de dépoldérisation sur l'accessibilité des espèces, la sédimentation, la durée de submersion ; etc.

(pour plus de détails, voir l'article Debue *et al.*, 2022 ou la note de synthèse Debue *et al.*, 2021). La multiplicité de ces facteurs et leurs interactions rendent difficile la prédiction des résultats d'une dépoldérisation, bien que les tendances mentionnées précédemment ressortent des études menées.

Conclusion

La dépoldérisation entraîne une modification du cortège des espèces présentes sur un site. Une direction commune est suivie par la plupart des sites dépoldérisés, caractérisée par un développement des espèces végétales halophiles, une augmentation du nombre d'oiseaux limicoles et de poissons et une augmentation de la richesse spécifique en invertébrés. Cependant, de nombreux facteurs interviennent dans la mise en place des communautés d'espèces et expliquent la variabilité des résultats d'une telle intervention selon les sites. Malgré l'importante littérature qui existe sur le sujet, des lacunes dans les connaissances persistent, en particulier sur certains groupes taxonomiques et sur la fonctionnalité des milieux. Les suivis réalisés pour étudier les conséquences de la dépoldérisation sur la biodiversité seraient ainsi à compléter, par la mise en œuvre de dispositifs expérimentaux rigoureux et sur le long terme, avec un accent particulier sur les taxons peu étudiés et sur les questions de structuration des communautés et de fonctionnalité du milieu.

RÉFÉRENCES

- Barbier E. B., Hacker S. D., Kennedy C., Koch E. W., Stier A. C., Silliman B. R., 2011. The value of estuarine and coastal ecosystem services. *Ecological Monographs*, vol. 81, n° 2, p. 169-193. <https://doi.org/10.1890/10-1510.1>.
- Boone L. K., Ollerhead J., Barbeau M. A., Beck A. D., Sanderson B. G., McLellan N. R., 2017. Returning the Tide to Dikelands in a Macrotidal and Ice-Influenced Environment: Challenges and Lessons Learned. In: C. W. Finkl & C. Makowski (Éds.), *Coastal Wetlands: Alteration and Remediation*, vol. 21, p. 705-749, Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-56179-0_21.
- Boorman L., 2003. Saltmarsh Review. An overview of coastal saltmarshes, their dynamic and sensitivity characteristics for conservation and management. JNCC Report, n° 334.
- Bos D., Boersma S., Engelmoer M., Veeneklaas R. M., Bakker J. P., Esselink P., 2014. Utilisation of a coastal grassland by geese after managed re-alignment. *Journal of Coastal Conservation*, vol. 18, p. 471-479, <https://doi.org/10.1007/s11852-014-0333-0>.
- Bowron L. B., Neat N. C., Graham J. M., Van Proosdij D., Lundholm J., 2013. Post-Restoration Monitoring (Year 7) of the Cheverie Creek Salt Marsh Restoration Project. CB Wetlands & Environmental Specialists.
- Chmura G. L., Burdick D. M., Moore G. E., 2012. Recovering Salt Marsh Ecosystem Services through Tidal Restoration. In: C. T. Roman & D. M. Burdick (Éds.), *Tidal Marsh Restoration*, p. 233-251, Island Press/Center for Resource Economics, https://doi.org/10.5822/978-1-61091-229-7_15.
- Collaboration for Environmental Evidence, 2018. Guidelines and Standards for Evidence Synthesis in Environmental Management. Version 5.0 (A. S. Pullin, G. K. Frampton, B. Livoreil, & G. Petrokofsky, Éds.), <https://environmentalevidence.org/information-for-authors/>.
- Conservatoire du littoral, 2022. Adapto, Vers une gestion souple du trait de côte, <https://www.lifeadapto.eu/>.
- Debue M., Ouédraogo D.-Y., Sordello R., Reyjol Y., 2021. Quelles sont les principales conséquences de la dépoldérisation sur la biodiversité ? Une approche par revue systématique. *PatriNat OFB-CNRS-MNHN*.
- Debue M., Ouédraogo D.-Y., Sordello R., Reyjol Y., 2022. Impacts of coastal realignment on biodiversity. A systematic review and meta-analysis. *Basic and Applied Ecology*, vol. 60, p. 48-62. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2022.01.009>.
- Friess D. A., Spencer T., Smith G. M., Möller I., Brooks S. M., Thomson A. G., 2012. Remote sensing of geomorphological and ecological change in response to saltmarsh managed realignment, The Wash, UK. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, vol. 18, p. 57-68. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2012.01.016>.
- Goeldner-Gianella L., 2007. Dépoldériser en Europe occidentale De-polderizing in Western Europe. *Annales de géographie*, n° 656, p. 339-360. <https://doi.org/10.3917/ag.656.0339>.
- IUCN, 2022. A Global Typology for Earth's Ecosystems, <https://global-ecosystems.org/>.
- Masselink G., Hanley M. E., Halwyn A. C., Blake W., Kingston K., Newton T., Williams M., 2017. Evaluation of salt marsh restoration by means of self-regulating tidal gate – Avon estuary, South Devon, UK. *Ecological Engineering*, vol. 106, p. 174-190, <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.05.038>.

- Onaindia M., Albizu I., Amezaga I., 2001. Effect of time on the natural regeneration of salt marsh. *Applied Vegetation Science*, vol. 4, n° 2, p. 247-256. <https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2001.tb00493.x>.
- Raposa K., 2002. Early Responses of Fishes and Crustaceans to Restoration of a Tidally Restricted New England Salt Marsh. *Restoration Ecology*, vol. 10, n° 4, p. 665-676. <https://doi.org/10.1046/j.1526-100X.2002.01047.x>.
- Raposa K. B., 2008. Early Ecological Responses to Hydrologic Restoration of a Tidal Pond and Salt Marsh Complex in Narragansett Bay, Rhode Island. *Journal of Coastal Research*, n° 10055, p. 180-192. <https://doi.org/10.2112/SI55-015>.
- Roman C., Raposa K., Adamowicz S., James-Pirri M., Catena J., 2002. Quantifying vegetation and nekton response to tidal restoration of a New England salt marsh. *Restoration Ecology*, vol. 10, n° 3, p. 450-460, <https://doi.org/10/fmzmf8>.
- Schleuter D., Daufresne M., Massol F., Argillier C., 2010. A user's guide to functional diversity indices. *Ecological Monographs*, vol. 80, n° 3, p. 469-484. <https://doi.org/10.1890/08-2225.1>.
- Sordello R., Bertheau Y., Coulon A., Jéusset A., Ouédraogo D. Y., Vanpeene S., Vargac M., Villemey A., Witté I., Reyjol Y., Touroult J., 2019. Les protocoles expérimentaux en écologie. Principaux points clefs. *PatriNat*, CESCO, Irstea.
- Troudet J., Grandcolas P., Blin A., Vignes-Lebbe R., Legendre F., 2017. Taxonomic bias in biodiversity data and societal preferences. *Scientific Reports*, 7(1), 9132. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-09084-6>.
- Underwood A. J., 1991. Beyond BACI: Experimental designs for detecting human environmental impacts on temporal variations in natural populations. *Marine and Freshwater Research*, 42(5), p. 569-587. <https://doi.org/10.1071/MF9910569>.