

Construire ensemble l'avenir de la Méditerranée

RAPPORT TECHNIQUE

Avril 2017



**Evaluation économique
des services rendus par les zones
humides méditerranéennes en
termes de régulation du climat**



Programme des Nations Unies
pour l'environnement



Plan d'Action pour la Méditerranée
Convention de Barcelone



Ce rapport a été rédigé dans le cadre du projet Med-ESCWET « Evaluation économique des services écologiques rendus par les zones humides méditerranéennes en termes d'adaptation au changement climatique » financé par les fondations MAVA et Prince Albert II de Monaco sur la période 2013-2016, sous la maîtrise d'ouvrage du Plan Bleu avec l'appui de la Tour du Valat.

NOTICE LEGALE

Les appellations employées dans le présent document et la présentation des données qui y figurent n'impliquent de la part du Plan Bleu aucune prise de position quant au statut juridique des pays, territoires, régions ou villes, ou de leurs autorités, ni quant au tracé de leurs frontières ou limites.

DROITS DE COPYRIGHT

Le texte de la présente publication peut être reproduit en tout ou partie à des fins pédagogiques et non lucratives sans autorisation spéciale de la part du détenteur du copyright, à condition de faire mention de la source. Le Plan Bleu serait reconnaissant de recevoir un exemplaire de toutes les publications qui ont utilisé ce matériel comme source. Il n'est pas possible d'utiliser la présente publication pour la revente ou à toute autre fin commerciale sans demander au préalable par écrit l'autorisation au Plan Bleu.

Photo de couverture © Céline Dubreuil

Réalisé avec le soutien financier de :



LISTE DES AUTEURS

Juliette Balavoine, Chargée d'étude zones humides, Plan Bleu

Pierre Bégar, Chargé de mission, bureau d'études Nomadéis

Jérôme Castaings, Expert hydrogéologue

Dr Céline Dubreuil-Imbert, Chargée de programme eau et changement climatique, Plan Bleu

Nicolas Dutreix, Economiste et co-fondateur du bureau d'études Nomadeis

Emmanuel Soncourt, Expert hydrogéologue

Rabab Yassine, Chargée d'étude hydrologue, Plan Bleu

COORDINATION DU PROJET MED-ESCWET

Dr Céline Dubreuil-Imbert, Chargée de Programme Eau et changement climatique, Plan Bleu, France

Contact : cdubreuil@planbleu.org

COMITÉ DE RELECTURE

Özge Balkiz, Coordinatrice du programme de conservation des espèces au Doga Koruma Merkezi (Nature conservation Center), Turquie

Laurent Chazee, Chef du département « Suivi-évaluation et politiques zones humides », Tour du Valat, France

Prof. Tarek Galal, Professeur en écologie végétale, Département de botanique et de microbiologie, Faculté des Sciences – Université d'Helwan, Egypte

Patrick Grillas, Directeur général délégué au programme, Tour du Valat, France

Anis Guelmami, Chargé de projet SIG et télédétection, Tour du Valat, France

Hugues Heurtefeux, Responsable du pôle littoral, Entente Interdépartementale de Démoustication (EID), France

Irma Popovic Dujmovic, Chargée de programme Eau, WWF Adria, Croatie

Prof. Kamal Shaltout, Professeur en écologie végétale, Faculté des Sciences, Université de Tanta, Egypte

CITATION

Plan Bleu (2016). Evaluation économique des services rendus par les zones humides méditerranéennes en termes de régulation du climat . Plan Bleu, Valbonne.

Cette publication est téléchargeable sur le site du Plan Bleu : www.planbleu.org

REMERCIEMENTS

Le projet a bénéficié du soutien financier de la fondation Prince Albert II de Monaco <http://www.fpa2.com> et de la fondation pour la Nature MAVA <http://fr.mava-foundation.org/>

Un grand merci à Diane Vaschalde, Juliette Balavoine et Rabab Yassine qui, au sein du Plan Bleu, se sont investies pleinement et avec enthousiasme pour la réussite du projet. Nos remerciements vont également à Cédric Baecher de Nomadeis.

L'équipe du projet remercie particulièrement Patrick Grillas, Laurent Chazee, Anis Guelmami et Coralie Beltrame, partenaires techniques du projet au sein de la Tour du Valat.

Ce projet n'aurait pu aboutir sans l'aide précieuse de nos partenaires locaux : **Doga Koruma Merkezi (Nature conservation Center), Turquie ; Entente Interdépartementale de Démoustication (EID), France ; WWF Adria, Croatie ; l'Université de Tanta, Egypte et l'Université Abant İzzet Baysal en Turquie.**

En Croatie, nous remercions l'équipe du parc naturel de Lonjsko polje, particulièrement Mme Valerija Hima et Mr Niska Ravlik, pour leur accueil et leur participation active au projet.

En France, nous remercions en particulier Hugues Heurtefeux et l'équipe de l'EID qui nous ont accueillis dans leurs locaux et organisé une visite guidée des étangs Palavasiens.

En Egypte, nous remercions les professeurs en botanique Kamal Shaltout, Tarek Galal et Abdel-Hamid Khedr (respectivement des Universités de Tanta, Helwan et Damiette), ainsi que le docteur Ebrahim Eid, pour leur aide précieuse, les nombreuses clarifications apportées et leur implication dans le projet.

En Turquie, nous remercions les auteurs du projet Tubitak n° 109Y186 intitulé «Monitoring and modeling of carbon, nitrogen and water cycles for peatlands of yeniçağa lake (bolu) using flux tower and remote sensing»: Prof. Dr. Fatih Evrendilek (Dept de Génie de l'environnement, Université de Abant İzzet Baysal, Bolu), Prof. Dr. Suha Berberoglu (Dept d'Architecture paysagère, Université de Cukurova, Adana), Prof. Dr. Seref Kilic (Dept de Génie de l'environnement, Université d'Ardahan, Ardahan), Assist. Prof. Guler Aslan-Sungur (Dept de Génie chimique, Université de Tunceli, Tunceli) et Prof. Dr. Nusret Karakaya (Dept de Génie de l'environnement, Université de Abant İzzet Baysal, Bolu). Nous remercions plus particulièrement son coordinateur Prof. Dr. Evrendilek pour son accueil et sa contribution à l'étude. Nous remercions également M. Recayi Çağlar, Maire de Yeniçağa, pour son accueil chaleureux à la mairie et M. Aydin Gülmez qui nous ont accompagnés lors de la visite des tourbières.

Pour terminer, nous remercions les membres du comité de pilotage du projet Med-ESCWET qui ont permis de sélectionner les sites pilotes et nous ont orientés à chaque étape-clé du projet.

Sommaire

Glossaire	8
Liste des acronymes.....	9
1. Introduction	10
2. Méthodologie générale	14
2.1. Processus de choix des sites pilotes	14
2.2. Inventaire hiérarchisé des services écologiques : représentation par bouquets de services.....	16
2.3. Approches biophysiques et économiques mobilisées pour l'étude	19
3. Présentation des quatre sites pilotes retenus	21
3.1. Lagune côtière de l'Étang de Vic, France	21
3.2. Plaines alluviales de Lonjsko polje, Croatie	24
3.3. Lagune côtière de Burullus, Égypte.....	27
3.4. Tourbières de Yeniçağa, Turquie	31
4. Évaluation du service de protection contre les tempêtes, lagune côtière de l'Étang de Vic (Hérault), France .	34
4.1. Choix des scénarios de tempête	34
4.2. Évaluation biophysique du service de protection contre les tempêtes côtières	35
4.2.1. Description séquentielle d'une tempête et des éléments naturels de protection	36
4.2.2. Évaluation qualitative des sous-services participant au service écologique de protection côtière	39
4.2.3. Quantification de la protection globale sur le site	44
4.2.4. Conclusion de l'évaluation biophysique	49
4.3. Évaluation économique du service de protection côtière	50
4.3.1. Méthode par les coûts évités.....	50
4.3.2. Approche des coûts évités par fonction des dommages anticipés.....	51
4.3.3. Estimation des coûts évités	53
4.4. Conclusion et recommandations.....	60
5. Evaluation du service de maîtrise des crues, Plaines alluviales de Lonjsko polje, Croatie	62
5.1. Fonctionnement hydrologique du site de Lonjsko polje	62
5.2. Évaluation biophysique du service de maîtrise des crues	64
5.2.1. Périmètre et méthode	64
5.2.2. Estimation du potentiel de rétention des plaines alluviales de Lonjsko polje	66
5.2.3. Conclusion de l'évaluation biophysique.....	68
5.3. Évaluation économique du service de maîtrise des crues	69

5.3.1 Méthodologie	69
5.3.2. Choix de l'infrastructure de remplacement	70
5.3.3 Coût de l'infrastructure de remplacement	71
5.4. Conclusion et recommandations	74
6. Évaluation du service de séquestration de carbone, lagune côtière de Burullus, Égypte	75
6.1. Le cycle biogéochimique du carbone dans la lagune de Burullus	75
6.2. Évaluation biophysique du stock et des flux nets de carbone.	77
6.2.1. Quantification du stock de carbone	77
6.2.2. Quantification des flux de carbone	80
6.2.3. Conclusion de l'évaluation biophysique	83
6.3. Évaluation économique du service de séquestration de carbone	83
6.3.1. Méthode du coût social du carbone	83
6.3.2. Détermination de la valeur du coût social du carbone	85
6.3.3. Valeur économique du service de séquestration carbone	86
6.4. Conclusion et recommandations	87
7. Évaluation du service de séquestration de carbone, Tourbières de Yeniçağa, Turquie	88
7.1. Le cycle biogéochimique du carbone dans les tourbières.	88
7.2. Évaluation biophysique du stock et des flux nets de carbone.	90
7.2.1. Quantification du stock de carbone	90
7.2.2. Quantification des flux de carbone	92
7.2.3. Conclusion de l'évaluation biophysique	101
7.3. Évaluation économique du stock et des flux nets de carbone	101
7.3.1. Méthode d'évaluation économique du service écologique par le coût d'abattement des émissions de gaz à effet de serre.	101
7.3.2. Détermination du prix du carbone	103
7.3.3. Valeur économique du service de séquestration carbone	106
7.4. Conclusions et recommandations	106
8. Conclusion	107
9. Limites et perspectives générales	109
Bibliographie	112

Annexe A : Modèle de questionnaire envoyé aux experts locaux/gestionnaires	123
Annexe B : Classification des services écologiques	126
Annexe C : Questionnaire sur les services écologiques rendus par les sites pilotes	127
Annexe D : Fiche descriptive des services écologiques rendus par la lagune côtière de Vic, France	128
Annexe E : Fiche descriptive des services écologiques rendus par la plaine inondable de Lonjsko polje, Croatie . . .	132
Annexe F : Fiche descriptive des services écologiques rendus par la lagune côtière de Burullus, Egypte . . .	138
Annexe G : Fiche descriptive des services écologiques rendus par le lac et les tourbières de Yeniçağa, Turquie . .	143
Annexe H : Évaluations économiques des services écosystémiques à l'étude dans la littérature	148
Annexe I : Marché du Carbone à travers le monde en avril 2015	151
Annexe J : Cartographie de la lagune côtière de Burullus, Égypte	152

Glossaire

Actualisation : processus visant à déterminer la valeur actuelle d'un bien ou bénéfice qui sera reçu dans le futur. Le taux d'actualisation est utilisé pour ramener les coûts et bénéfices futurs à leur équivalent actuel.

Abaque de Régnier : outil graphique d'aide à la prise de décision, facilitant la négociation collective (source : Godet, 1997).

Anthropisation : transformation d'écosystèmes par l'action humaine.

Business as usual : désigne un scénario où les tendances démographiques, économiques et politiques actuelles sont extrapolées sans changements structurels.

Consommation agrégée : en macroéconomie, désigne l'ensemble de la consommation des ménages sur un périmètre donné.

Convention de Ramsar : adoptée à Ramsar (Iran) en 1971, la Convention rassemble aujourd'hui 169 parties contractantes, ayant labellisé 2 245 sites sur une surface totale de 215 029 368 ha. Elle a pour objectif « la conservation et l'utilisation rationnelle des zones humides par des actions locales, régionales et nationales et par la coopération internationale, en tant que contribution à la réalisation du développement durable dans le monde entier » (source : site internet de la Convention de Ramsar).

Coût social du carbone : indicateur monétaire permettant de mesurer la valeur actuelle des dégradations causées au niveau mondial par l'émission d'une tonne de supplémentaire de gaz à effet de serre dans l'atmosphère.

Coût d'abattement marginal du carbone : indicateur monétaire désignant le coût de mise en œuvre d'une politique de réduction des émissions de gaz à effet de serre par rapport à un scénario habituel dit « business as usual » (BAU). La dimension « marginale » signifie que l'on évalue le coût d'abattement d'une tonne d'équivalent dioxyde de carbone (CO₂) supplémentaire.

Disposition marginale à payer : volonté des agents, déclarée ou révélée, de payer pour une « unité » supplémentaire d'un bien ou d'un service.

Episode cévenol : épisode de pluies violentes qui affecte principalement les Cévennes et le Piémont Cévenol, dans le sud de la France, provoquant souvent de graves inondations.

Grau : chenal permanent ou temporaire qui relie une étendue d'eau à la mer.

Hydrogramme : graphique de la variation temporelle du débit d'écoulement d'eau, mesurée au sol.

CPDN : Contribution Prévue Déterminée au niveau National. Engagement national des Etats concernant la réduction de leurs émissions de gaz à effet de serre d'ici 2025-2030, afin de limiter le réchauffement de la planète.

Lido : cordon sableux qui sépare une lagune de la mer.

Marginale : qualifie la variation d'une grandeur à la marge, c'est-à-dire d'une quantité infiniment petite (on considère souvent une variation d'une unité comme proxy de la variation marginale).

Méthode des coûts de remplacement : méthode qui consiste à estimer les montants qu'il faudrait verser pour remplacer des biens ou services écosystémiques affectés.

Méthode des coûts évités : méthode consistant à évaluer les coûts qu'il faudrait supporter en l'absence du bien environnemental étudié.

Régression par les moindres carrés : méthode d'approximation statistique consistant à ajuster une série de données par une fonction en minimisant la somme des carrés des distances entre les points et la courbe estimée.

Service écosystémique ou écologique : bénéfices que les êtres humains tirent du fonctionnement des écosystèmes. L'expression a été forgée dans les années 1970 dans le champ des sciences biologiques pour mettre en évidence les liens de dépendance de l'humanité vis-à-vis des milieux naturels.

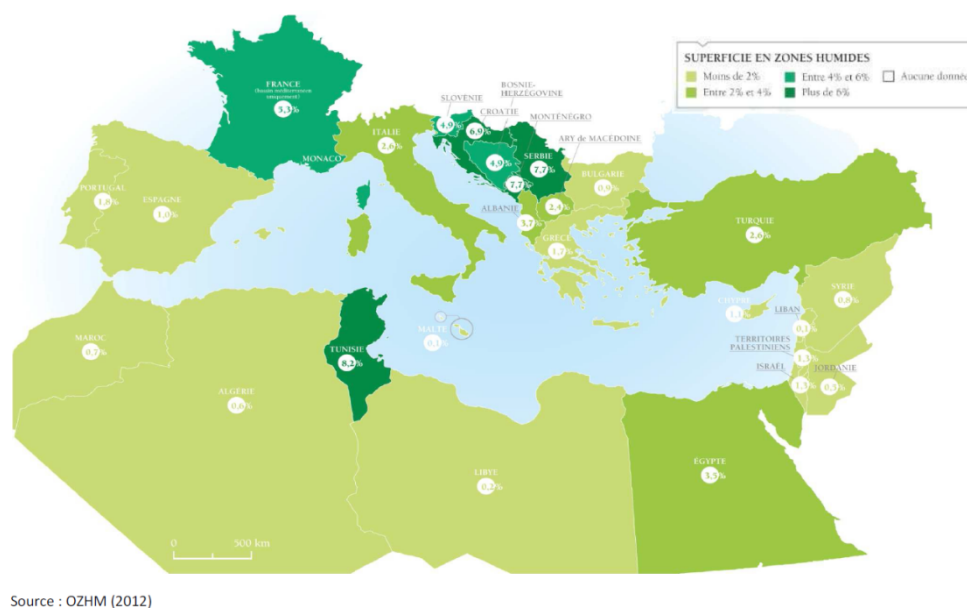
Utilité : en économie, mesure du bien-être ou de la satisfaction obtenue par la consommation, ou du moins l'obtention, d'un bien ou d'un service. La **désutilité** désigne la perte d'utilité liée à une moindre quantité consommée.

Liste des acronymes

ADEME : Agence de l'environnement et de maîtrise de l'énergie
AEE : Agence européenne pour l'environnement
BRGM : Bureau de recherches géologiques et minières
CDB : Convention sur la diversité biologique
CEPRI : Centre européen de prévention du risque d'inondation
CEREMA : Centre d'études et d'expertise sur les risques, l'environnement, la mobilité et l'aménagement
CICES : Classification internationale commune des services écosystémiques
CID : Carbone inorganique dissous
CCNUCC : Convention-cadre des Nations Unies sur les changements climatiques
COD : Carbone organique dissous
CPDN : Contribution prévue déterminée au niveau national
CSC : Coût social du carbone
DKM : Centre de conservation de la nature (ONG Turquie)
EbA : Adaptation fondée sur les écosystèmes
EDF : Fonction des dommages anticipés
EFESE : Evaluation française des écosystèmes et des services écosystémiques
EID : Entente interdépartementale de démoustication
ENE : Echange net de l'écosystème
GES : Gaz à effet de serre
GIEC : Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat
GIZ : Agence de coopération internationale allemande pour le développement
IAM : Modèles d'évaluation intégrée
ICPDR : Commission internationale pour la protection du fleuve Danube
IPBES : Plateforme intergouvernementale scientifique et politique sur la biodiversité et les services écosystémiques
ISRBC : Commission internationale du bassin de la Save
MEA : Evaluation des écosystèmes pour le Millénaire
MDP : Mécanisme de développement propre
MNT : Modèle numérique de terrain
MOC : Mise en œuvre conjointe
MVE : Marché d'échange volontaire
NGF : Nivellement général de la France
PAM : Plan d'action pour la Méditerranée
PDG : Pouvoir de dommage global
PNUE : Programme des Nations Unies pour l'environnement
PTG : Pouvoir de changement de température global
SIEL : Syndicat mixte des étangs littoraux
SOC : Carbone organique du sol
SYBLE : Syndicat mixte du Bassin du Lez
TEEB : L'économie des écosystèmes et de la biodiversité
UICN : Union internationale pour la conservation de la nature

1. Introduction

Les zones humides comptent parmi les écosystèmes à la fois les plus riches de la planète (Pearce *et al.*, 1994) et les plus menacés : au cours du XXe siècle, la moitié des zones humides méditerranéennes ont disparu, de sorte qu'elles ne représentent actuellement plus que 18 millions d'hectares, soit 1 à 2 % des zones humides mondiales (Observatoire des Zones Humides Méditerranéennes, 2012). En cause, la conversion des terres pour l'agriculture ou l'urbanisation, l'usage déraisonné de leurs ressources, et plus généralement, une mauvaise appréciation de leur multifonctionnalité (Gren *et al.*, 1994).



Source : OZHM (2012)

Figure 1 : Répartition des zones humides du bassin méditerranéen (Observatoire des Zones Humides Méditerranéennes, 2012)

La dénomination de zone humide regroupe des espaces d'une grande diversité (localisation, superficie, configuration, fonctionnement et fonctionnalités). Ces espaces ont en commun d'avoir l'eau pour principal facteur d'influence du biotope et de la biocénose. Au niveau international, la définition proposée par la convention de RAMSAR¹ est moins restrictive que celle reconnue par certains états signataires. Qu'ils soient d'origine naturelle ou anthropique, on estime que ces espaces représentent 6 % des terres émergées et figurent parmi les écosystèmes les plus diversifiés et les plus productifs de la planète.

Les zones humides offrent de nombreux services écologiques (ou services écosystémiques) contribuant au bien-être humain, tels que les services de régulation (ex : épuration de l'eau, contrôle de l'érosion, régulation des crues), d'approvisionnement (ex : pêche, irrigation, matières premières) ou culturels (ex : récréatifs, éducatifs).

¹ « Etendues de marais, de fagnes, de tourbières ou d'eaux naturelles ou artificielles, permanentes ou temporaires, où l'eau est stagnante ou courante, douce, saumâtre ou salée, y compris des étendues d'eau marine dont la profondeur à marée basse n'excède pas six mètres » Convention de RAMSAR, 1971.

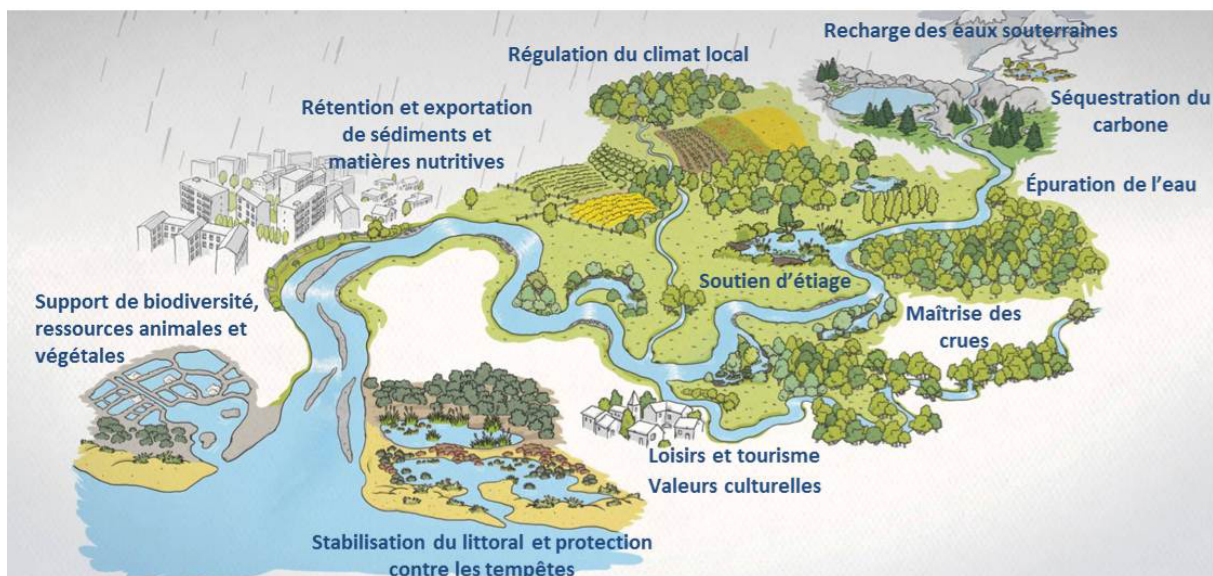


Figure 2 : Principaux services écologiques rendus par les zones humides (source : Plan Bleu, adapté d'après une illustration de l'Agence de l'Eau Rhône Méditerranée Corse)

La biodiversité des milieux continentaux et aquatiques continue de s'affaiblir, principalement en raison des pressions exercées par les activités humaines : modification ou dégradation des habitats naturels par l'étalement urbain, intensification de l'agriculture ou gestion intensive des forêts ; surexploitation des ressources naturelles ; pollutions diverses ; implantation d'espèces exotiques envahissantes ; impact croissant du réchauffement climatique. Les zones humides sont particulièrement affectées, comme en atteste le rapport 2015 de l'Agence européenne pour l'environnement (AEE)².

Les stocks d'eau renouvelable de surface et souterraine, y compris les nappes transfrontalières, continuent à être surexploités ou exploitées sans contrôle à des fins agricoles, domestiques et industrielles, modifiant les fonctionnalités de certaines zones humides, en particulier dans les régions arides et semi-arides. Les pays du nord de l'Afrique, avec 92 % de l'eau douce renouvelable extraite, ont déjà largement dépassé le seuil de durabilité de leurs ressources en eau.

Les zones humides méditerranéennes sont particulièrement touchées, la Méditerranée étant l'une des régions les plus vulnérables au changement climatique, selon les rapports du GIEC, avec des répercussions importantes sur les ressources en eau, particulièrement en milieux arides et semi-arides (Ramsar)³. En effet, ce sont **des espaces de transition (écotones) qui subissent des fluctuations journalières, saisonnières ou annuelles** (submersion des terres, salinité de l'eau douce, saumâtre ou salée et composition en matières nutritives) en fonction des conditions climatiques, de la localisation de la zone au sein du bassin hydrographique et du contexte géomorphologique. Les zones humides sont par définition des milieux complexes, ce qui explique la difficulté à évaluer les bénéfices rendus par ces zones et leur intégration dans les politiques publiques.

On s'attend, et on constate d'ores et déjà dans certaines régions méditerranéennes, à une multiplication des événements extrêmes (inondations, canicules, sécheresses, etc.) et des risques associés en termes de pertes économiques et de vies humaines.

De nombreuses études démontrent l'impact du changement climatique sur les écosystèmes, dont les zones humides. Cependant il semble que, à l'inverse, **le rôle des écosystèmes comme outil d'adaptation ou d'atténuation reste encore largement méconnu et sous-considéré dans les pays hors Union européenne.**

Lorsqu'elles ne sont pas dégradées, les zones humides peuvent avoir une fonction d'atténuation des effets du changement climatique en participant à la régulation du climat par la réduction du niveau des émissions de gaz à effet de serre (eg. séquestration par les tourbières, marais salants), ou une fonction d'adaptation en nous

² AEE, 2015. L'environnement en Europe : état et perspectives 2015 – Synthèse. Agence européenne pour l'environnement, Copenhague.

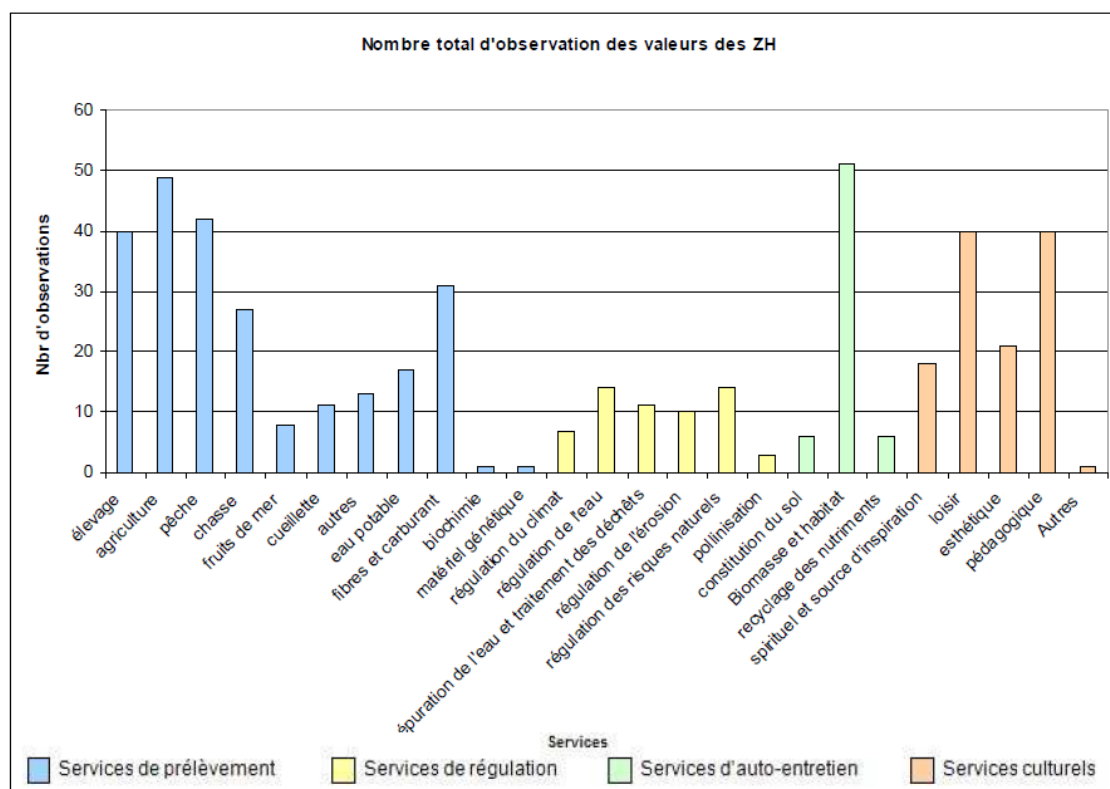
³ <http://www.ramsar.org>

protégeant des inondations, des sécheresses et des tempêtes côtières (lagunes, mangroves, plaines d'inondation). Les zones inondables intactes, elles, contribuent à limiter les risques d'inondation en emmagasinant l'eau, puis en la libérant progressivement dans les torrents et les rivières.

De même, les lagunes côtières peu anthropisées constituent des zones tampons vis-à-vis des tempêtes ou de la montée du niveau de la mer ; en l'absence d'ouvrages de protection artificiels, elles offrent également un espace de mobilité indispensable à l'évolution de la bande sableuse face à ces contraintes.

L'adaptation fondée sur les écosystèmes (EbA) offre une alternative efficace aux mesures d'adaptation classiques comme la construction d'infrastructures artificielles (digues, barrages), qui peuvent s'avérer plus coûteuses et aggraver certains impacts négatifs (i.e. altération de la dynamique sédimentaire, érosion). En effet, en s'appuyant sur une gestion durable des services d'approvisionnement et de régulation, cette stratégie adaptative « sans ou à faible regret » produit des bénéfices quel que soit le scénario de changement climatique envisagé, tout en délivrant des co-bénéfices importants tels que le maintien de la biodiversité et la réduction de la pauvreté.

Cette approche s'appuie sur le concept de services écologiques (ou écosystémiques) développé en 2005 par le Millenium Ecosystem Assessment (MEA). Les services écologiques reflètent les bénéfices que les êtres humains tirent de leur environnement naturel, notamment en termes de bien-être social et culturel. Cette notion est particulièrement bien adaptée au cas des zones humides, milieux historiquement importants dans la production des énormes gisements de charbon de la période carbonifère, jouant un rôle majeur dans les cycles hydrologiques et lieu de vie privilégié de communautés associées à des étapes clés du développement humain (Maltby *et al.*, 2011).



Source : Quentin Liautaud, 2010.

Figure 3 : Distribution des études d'évaluation économique des services rendus par les zones humides dans le bassin méditerranéen en fonction des services analysés.

Malgré l'intérêt reconnu des zones humides en termes écologique, social, culturel et économique, l'évaluation économique des services liés à ces différents aspects reste inégale à l'échelle de la Méditerranée (Figure 3) : les services de régulation constituent la catégorie de services la moins étudiée des différentes catégories existantes (approvisionnement, régulation, culturels) et nécessitent des recherches complémentaires.

Dans le but d'améliorer la connaissance et de rendre compte du rôle d'amortisseur climatique joué par les zones humides en Méditerranée dans les politiques d'adaptation et de prévention des catastrophes naturelles, le Plan Bleu a initié en 2013, en partenariat avec la Tour du Valat, le projet Med-ESCWET. Ce projet sur « *l'évaluation économique des services écologiques fournis par les zones humides méditerranéennes en termes d'adaptation au changement climatique* », cofinancé par la Fondation MAVA et la Fondation Prince Albert II de Monaco, **cherche à développer une approche fondée sur les écosystèmes, et à promouvoir l'utilisation et la restauration d'infrastructures naturelles comme mesures d'adaptation au changement climatique, plutôt que les infrastructures artificielles jusqu'à présent largement privilégiées.**

Dans le cadre de Med-ESCWET, une évaluation économique a été menée pour trois services écologiques de régulation liés à l'adaptation au changement climatique :

- le service de protection contre les tempêtes côtières,
- le service de maîtrise des crues,
- et le service de séquestration du carbone.

Quatre sites pilotes méditerranéens ont été identifiés pour évaluer ces services : en Croatie, en France, en Égypte et en Turquie. Rappelons qu'il ne s'agit pas là de donner un prix à des services inestimables sur un marché, mais bien de créer un langage commun, permettant aux décideurs d'apprécier l'environnement comme un capital naturel dont dépend la majorité des secteurs d'activités.

Mêlant écologie, économie, hydrologie, et sociologie, l'évaluation économique est un exercice qui nécessite au préalable une évaluation biophysique déterminante pour la robustesse de l'étude (Barbier, 2011a ; CGDD, 2010). L'hydropériodicité (budget en eau et capacité de stockage) et le *flood pulsing* (rythme) des zones étudiées sont essentiels à prendre en compte dans l'analyse. Ils déterminent la constitution de sols hydromorphes et certaines fonctionnalités de la zone humide influant sur les services écologiques. Selon les données, les moyens disponibles et en tenant compte des limites des techniques économiques choisies, l'étude suivante illustre l'intérêt de l'approche d'adaptation au changement climatique fondée sur les écosystèmes au travers des zones humides. Elle renforce ainsi une vision déjà reconnue et encouragée au niveau mondial, notamment par la Convention sur la diversité biologique (CBD, ONU/CNUCC), et au niveau méditerranéen (UICN, PNUE/PAM).

2. Méthodologie générale

2.1. PROCESSUS DE CHOIX DES SITES PILOTES

Suite à l'étude de cadrage de ce projet réalisée en 2013 (Plan Bleu, 2013), une recherche documentaire a permis d'identifier 12 zones humides méditerranéennes qui présentent des caractéristiques intéressantes pour l'évaluation de 4 services écologiques (i.e. Séquestration de carbone, maîtrise des crues, soutien de débit d'étiage et protection côtière). Cette étude documentaire s'est appuyée sur la littérature existante et sur des questionnaires (cf. modèle en Annexe A) remplis par des experts locaux et/ou des gestionnaires de zones humides méditerranéennes.

N°	Nom du site	Pays d'étude	Type de milieu	Superficie (ha)	Services rendus*		
1	Lac Mellah	Algérie	Dulçaquicole lacustre	870	■	■	■
2	Lonjsko polje	Croatie	Dulçaquicole rivulaire	2 255	■	■	■
3	Lac Burullus	Egypte	Lagunaire saumâtre	41 000	■	■	■
4	Delta de l'Ebre	Espagne	Deltaïque	7 800	■	■	■
5	Etang de Vic	France	Lagunaire saumâtre	1 900	■	■	■
6	Etangs de la Dombes	France	Dulçaquicole rivulaire	35 000 dont 4 500 d'étangs	■	■	■
7	Lac de l'Ichkeul	Tunisie	Lacustre dulçaquicole à saumâtre	12 600	■	■	■
8	Ghar El Melh	Tunisie	Lagunaire saumâtre	10 168	■	■	■
9	Lac Yenicağa	Turquie	Lacustre dulçaquicole	617	■	■	■
10	Lac Akgöl	Turquie	Lacustre dulçaquicole	2 300	■	■	■
11	Lac Gölhisar Gölü	Turquie	Lacustre dulçaquicole	800	■	■	■
12	Delta de l'Evros	Turquie	Deltaïque	9 267 – 13 121	■	■	■

* Selon la littérature existante

■ Service inexistant ; ■ Séquestration de Carbone ; ■ Maîtrise des crues ■ Soutien de débit d'étiage
■ Protection côtière. ■ Service écologique à l'étude

Tableau 1 : Services écologiques de régulation par ordre d'intensité du service rendu (de gauche à droite)

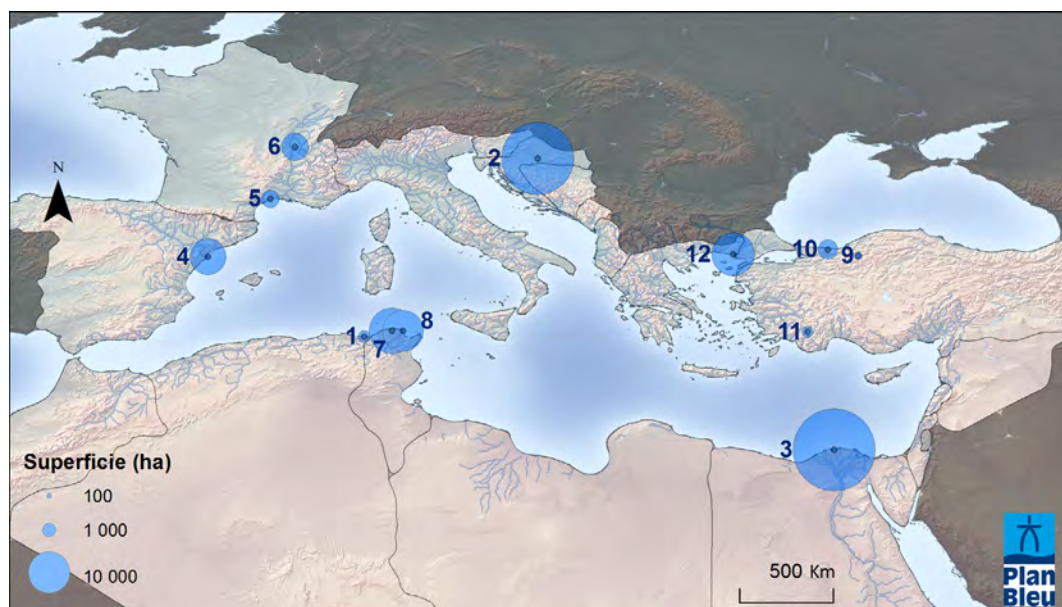


Figure 4 : Répartition géographique des zones humides à l'étude dans le Bassin Méditerranéen

Une étude de faisabilité⁴ a été réalisée sur douze binômes service écologique / zone humide. Une première sélection de 8 binômes a été effectuée et soumise au vote des membres du Comité de pilotage de Med-ESCWET (Tableau 2). Les autres binômes ont été écartés du fait de l'insuffisance de données disponibles (ex. Lac Mellah en Algérie) ou de leur situation en pied de bassin de versant peu pertinente avec le service écologique étudié (ex. Lac Ichkeul en Tunisie pour le service d'écroulement des crues).

Binômes proposés à l'étude et soumis au vote du comité de pilotage		
Nom du site	Pays	Services rendus
Lonjsko polje	Croatie	■ Écrêtement des crues
Lonjsko polje	Croatie	■ Soutien d'été
Lac Burullus	Égypte	■ Séquestration de carbone
Lac Burullus	Égypte	■ Protection côtière
Etang de Vic	France	■ Protection côtière
Ghar El Melh	Tunisie	■ Protection côtière
Lac Yenicağa	Turquie	■ Séquestration de carbone
Lac Akgöl	Turquie	■ Séquestration de carbone

Tableau 2 : Liste des binômes retenus dans la sélection progressive des zones humides et binômes à l'étude avant vote lors du comité de pilotage (mai 2015).

A l'issue du vote attribuant une note de 1 à 8 (le rang 1 correspondant au site le plus recommandé et le rang 8 au site le moins recommandé), quatre sites pilotes ont été retenus pour une évaluation économique d'un service de régulation dans le cadre du projet Med-ESCWET :

- La lagune côtière de l'Etang de Vic (France) pour le service de protection contre les tempêtes,
- Les plaines alluviales de Lonjsko polje (Croatie) pour le service de maîtrise des crues,
- La Lagune côtière de Burullus (Egypte) pour le service de séquestration de carbone,
- Les tourbières du Lac Yenicağa (Turquie) pour le service de séquestration de carbone.

⁴ Disponible sur demande au Plan Bleu

Les zones sélectionnées ont déjà fait l'objet d'études bien documentées et disponibles, et les services écologiques choisis sont avérés dans ces zones humides. Certaines évaluations biologiques ont déjà été réalisées au cours des 5 dernières années. Les quatre binômes présentent un matériel d'étude très intéressant en termes de connaissances du service sur la zone au regard des critères de sélection et du délai de réalisation du projet Med-ESCWET. Comme cela avait été avancé dans le rapport de l'étude de faisabilité, le service de « soutien du débit d'été » n'a pas été retenu car trop peu étudié et aucun site d'étude pertinent n'a pu être identifié.

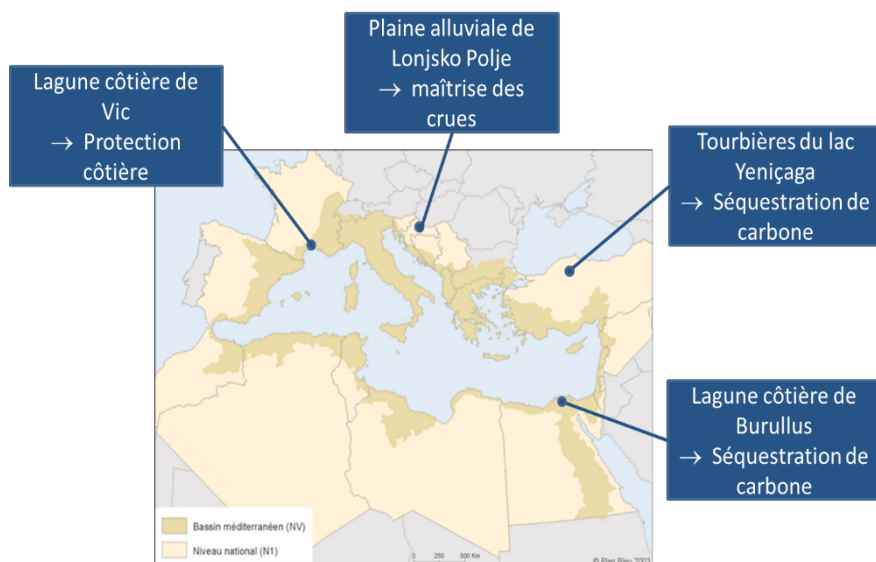


Figure 5 : Localisation des sites pilotes

2.2. INVENTAIRE HIÉRARCHISÉ DES SERVICES ÉCOLOGIQUES : REPRÉSENTATION PAR BOUQUETS DE SERVICES

Sur chacun des sites pilotes, un travail d'inventaire des services écologiques (toutes catégories confondues) a été réalisé à partir de la littérature et de questionnaires en ligne adressés aux acteurs locaux.

Cet inventaire répertorie 13 services définis d'après la **classification du Millenium Ecosystem Assessment (2005)** en **Annexe B**. Cette classification définit 3 grandes catégories de services :

- Les services d'approvisionnement, c'est-à-dire la production, par les écosystèmes, de biens consommés par l'être humain ;
- Les services de régulation qui sont les processus canalisant certains phénomènes naturels et ayant un impact positif sur le bien-être humain ;
- Les services culturels qui sont les bénéfices non matériels dont l'Homme jouit grâce aux écosystèmes.

Conformément à la récente proposition de classification internationale du CICES (European Environment Agency, 2011) sur laquelle s'appuient l'IPBES et plusieurs projets en cours (MAES, ESESE, etc.) pour évaluer les services des écosystèmes, la catégorie « services de support » initialement définie par le MEA, n'apparaît plus dans les référentiels. Cette catégorie a en effet été supprimée dans la mesure où elle induit le double compte de certains services.

Pour faciliter la représentation graphique sous forme de bouquets, les six services d'approvisionnement établis par le MEA ont été agrégés en quatre principaux services, les services de régulation réduits à sept (parmi lesquels sont cités explicitement chacun des 4 services d'adaptation au changement climatique à l'étude), alors que les services culturels, peu développés dans la plupart des référentiels, ont été résumés en 2 principales catégories (Tableau 3).

Services d'approvisionnement	Ressources en eau	On trouve dans la nature des réservoirs d'eau douce de bonne qualité et potentiellement potable (eaux souterraines, cours d'eau ou milieux humides...) qui servent à la consommation domestique ou à des fins de production agricole, énergétique ou industrielle.
	Productions aquacoles et piscicoles	Les zones humides, telles que les lagunes côtières et les lacs, sont particulièrement exploitées par la population au travers de la pêche ou de l'aquaculture.
	Productions agricoles et élevage	Les zones humides sont des sources de nourriture d'origine végétale ou animale, issues d'espèces utilisées dans des cultures ou des élevages.
	Extraction de matériaux et autres agro ressources	Les milieux naturels sont des sources de matériaux ou substances comme le bois et autres produits ligneux, les fibres et résines, le coton, le chanvre, le caoutchouc, les peaux animales (cuirs), etc. Ils regorgent de matières et produits qui peuvent être utilisés à des buts médicaux : la plupart des molécules présentes dans les médicaments sont issues des plantes, animaux ou micro-organismes.
Services de régulation	Régulation du climat global	Certains milieux naturels, comme les forêts et les océans, ont un rôle important dans la régulation du climat global en capturant et stockant certains gaz de l'atmosphère (notamment le dioxyde de carbone).
	Régulation du climat local	Les milieux naturels influencent la température locale et régionale, les précipitations, et d'autres facteurs climatiques comme la nébulosité ou l'humidité.
	Epuración de l'eau	Par les fonctions de filtration et d'autoépuration qu'ils exercent, certains milieux naturels comme les zones humides permettent de disposer d'une eau de bonne qualité.
	Maintien de la qualité de l'air	Grâce à leur feuillage piégeant les particules de l'air, certains milieux naturels régulent la composition chimique de l'atmosphère.
	Maîtrise des crues	Les zones humides jouent un rôle important dans la régulation des inondations et des crues grâce à leur capacité de rétention des eaux, les composants végétaux des écosystèmes retiennent les sols.
	Protection côtière	Les zones humides jouent un rôle important dans la protection côtière en constituant une zone tampon ou une barrière naturelle physique contre les dégâts causés par les tempêtes et les submersions.
	Soutien d'étiage	Certaines zones humides agissent comme des « éponges » en stockant l'eau lors de périodes humides, et en relâchant graduellement cette eau en période sèche, limitant ainsi l'effet des sécheresses et le risque d'incendie.
Services culturels	Services à dimension culturelle (aménités environnementales)	La nature est à l'origine de différentes activités culturelles, à la base des relations sociales, mais également de valeurs spirituelles et religieuses, de systèmes de connaissances, de valeurs d'éducation et d'héritage culturel, d'inspiration, de valeurs esthétiques et donne un sentiment d'appartenance.
	Services à dimension de loisirs	Les milieux naturels offrent diverses opportunités pour le tourisme et des activités de loisirs comme les sports en extérieur, la chasse et la pêche de loisir, etc.

Tableau 3 : Liste des 13 services écologiques retenus pour l'inventaire sur chacun des sites pilotes du projet Med-ESCWET

Les bouquets de services pour chacun des 4 sites pilotes ont été établis grâce à la diffusion d'un questionnaire en ligne aux participants des ateliers de lancement (Annexe C) appuyée par une revue littéraire. Pour chaque site pilote, une fiche descriptive des services écologiques identifiés, des éléments contributeurs, des bénéficiaires et des pressions associées a été élaborée : Annexe D pour la lagune côtière de Vic, Annexe E pour les plaines alluviales de Lonjsko polje, Annexe F pour le Lac Burullus et Annexe G pour le Lac de Yenicağa.

Cependant, cette première approche d'inventaire se veut synthétique et ne repose pas sur une analyse quantitative systématique de chaque service, mais principalement sur la perception d'experts.

Pour faciliter la lecture, les services écologiques rendus par un même site ont été représentés sous la forme d'un bouquet de services (Figure 6).

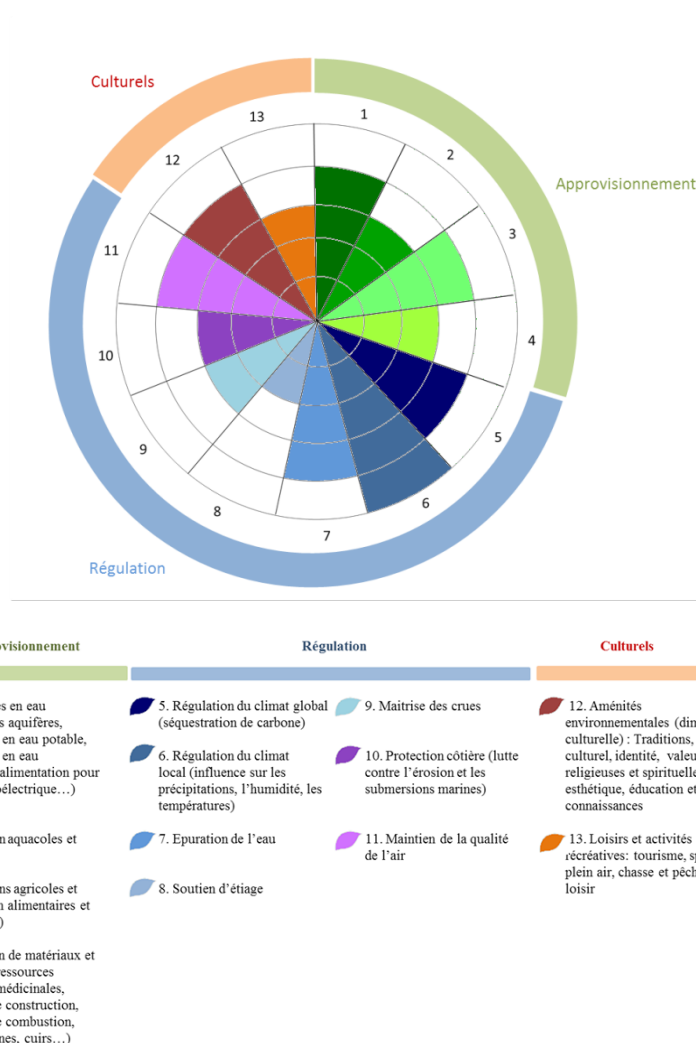


Figure 6 : Exemple de bouquets de services et liste de 13 services de référence utilisée dans le cadre du projet

Une spatialisation des bouquets de service a été réalisée, c'est-à-dire que les bouquets de services écologiques obtenus ont été déclinés selon différentes zones du périmètre étudié pour chacun des sites pilotes. Dans cette étude, le périmètre retenu est celui de la délimitation Ramsar pour trois des quatre sites étudiés. Le dernier site (Lac de Yeniçağa) ne bénéficiant pas de cette appellation, il est décrit à l'échelle de la tourbière et des terrains agricoles qui le bordent. Habituellement, les bouquets de services sont spatialisés selon un découpage existant (écorégions, hydroécorégions) qui conduit à isoler des régions homogènes en termes de processus physiques dominants, et s'appuie sur des critères combinant la géologie, le relief et le climat, considérés de manière universelle comme les déterminants primaires du fonctionnement des grands bassins versants⁵. L'échelle des sites considérés dans le projet Med-ESCWET ne permettant pas systématiquement un tel découpage, ce type de représentation a été adapté aux besoins de l'étude, et des espaces présentant une capacité commune à rendre certains services écologiques ont été définis.

⁵ Bruno Maresca, Xavier Mordret, Anne Lise Ughetto et Philippe Blancher (2011). *Évaluation des services rendus par les écosystèmes en France. Les enseignements d'une application du Millennium Ecosystem Assessment au territoire français.*

2.3. APPROCHES BIOPHYSIQUES ET ÉCONOMIQUES MOBILISÉES POUR L'ÉTUDE

Évaluation biophysique

De manière générale, les méthodes d'évaluation biophysique utilisées pour cette étude s'appuient sur les travaux existants menés localement, ainsi que des données méthodologiques plus générales sur le type de service ou de zone humide concerné.

La phase du cadrage du projet effectuée en 2013 a permis l'identification d'un outil d'évaluation des services écosystémiques (Invest : *Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs*), mais pour lequel il n'a pas été possible de renseigner l'ensemble des données requises. Par ailleurs, un indice développé par l'institut de Trinidad avait été identifié pour le service de protection côtière. Cet indice s'est avéré mal adapté à notre étude dans la mesure où il convient particulièrement à des zones humides de type mangroves et récifs coralliens, peu ou pas représentées en Méditerranée. De plus, la nature semi-quantitative de cet indice implique un passage difficile à une monétarisation du service, et n'a donc pas permis son utilisation. Ces méthodes n'ayant pas été exploitées, d'autres pistes méthodologiques ont été suivies pour l'évaluation des trois services à l'étude :

- Pour le **service de protection côtière**, l'analyse qualitative du service s'est inspirée de l'indice mis en place dans le projet Liteau III "Multidune" (Université de Nantes - LETG - UMR 6554/Géolittomer, 2007), pour décrire la capacité de protection offerte par des dunes littorales atlantiques. L'analyse quantitative s'est principalement appuyée sur les résultats de modélisations hydrologiques locales menées par le SYBLE (Syndicat mixte du Bassin du Lez) en 2012 (SYBLE, 2012), qui ont permis de comparer les surfaces inondées et volumes correspondants lors de crues fréquentes (hivernales) ou extrêmes, et selon l'existence ou non du service ;
- Pour le **service de maîtrise des crues**, un bilan hydrologique a été réalisé pour déterminer le volume d'eau pouvant être stocké dans la zone humide, et sa dynamique. Pour estimer ce volume, les hydrogrammes (débits en fonction du temps) de toutes les stations disponibles dans la zone d'étude lors d'un évènement de crue centennale récent (septembre 2010) ont été analysés ;
- Le **service de régulation du climat par la séquestration de carbone** a quant à lui été appréhendé grâce à des estimations préexistantes du stock de carbone dans les sols des deux sites étudiés. Dans le cas turc, cette valeur a été précisée en la combinant avec d'autres données *in situ* ou calculées pour des milieux proches, alors que dans le cas du site égyptien, la valeur a été mise à jour grâce aux taux de séquestration évalués sur le site et disponibles dans la littérature locale. Pour ce dernier site, des techniques d'observation de la terre développées par la tour du Valat ont également permis de préciser ce stock en fonction de l'évolution récente de la couverture végétale.

Évaluation économique

Dans la mesure où la faisabilité et la robustesse de l'évaluation économique sont étroitement liées à l'évaluation biophysique préalable, ces deux étapes méthodologiques ont été considérées conjointement dès le début de l'étude, afin de co-construire l'approche méthodologique générale.

Des indicateurs directs ou des proxys ont donc été utilisés pour **caractériser de façon biophysique** les services à l'étude, **au regard des besoins de l'étape d'évaluation économique**. Les méthodes de monétarisation envisagées correspondent aux approches les plus couramment utilisées dans le corpus bibliographique pour le type de services étudiés (Annexe H), à savoir des méthodes basées sur les préférences révélées. Parmi elles, les méthodes indirectes des coûts de remplacement ou des coûts évités ont été appliquées respectivement dans le cadre de l'évaluation des services de maîtrise des crues et de protection côtière, alors que le service de séquestration du carbone a été appréhendé au travers des méthodes du coût social du carbone et du coût d'abattement marginal du carbone. Plus précisément :

- Lors d'évènements extrêmes, les volumes d'eau retenus par une plaine d'inondation, ou par une lagune côtière peuvent être traduits économiquement par le coût hypothétique de construction et de maintenance d'une ou plusieurs infrastructures artificielles de rétention rendant un service équivalent à l'écosystème naturel. Le coût de remplacement d'autres aspects plus complexes comme la capacité à retarder la crue

où à écrêter les débits de pic de crue peuvent être pris en compte, mais sont plus difficiles à appréhender. La principale difficulté de cette méthode étant d'identifier une infrastructure réellement équivalente et d'appliquer l'exercice à une échelle temporelle appropriée, traduite dans la notion économique de taux d'actualisation⁶. De même, les dégâts matériels générés lors de tels événements peuvent être chiffrés et comparés plus ou moins précisément aux dégâts qui auraient été générés en l'absence du service de protection offert par la zone humide. Cette méthode dite **des coûts évités** permet d'appréhender les dommages que la présence de la zone a permis d'éviter.

- Le service de régulation du climat par la séquestration de carbone est quant à lui plus théorique que les précédents. L'importance du stock de carbone recensé représente un service de « conservation d'un capital de carbone » : les intérêts annuels d'un capital équivalent sont généralement estimés par sa valeur sur le marché du carbone. Cependant, ce marché présente, quand il existe, des écarts importants selon les pays (Annexe I), et le choix d'une valeur cohérente actualisée à un horizon pertinent est une des difficultés de l'exercice. Pour une meilleure compréhension, ce stock peut être associé à un bilan plus complet de la zone humide en termes d'émission de gaz à effet de serre.

⁶ Lorsqu'une évaluation économique des services écologiques est menée, il est d'usage d'actualiser les valeurs annuelles. L'application d'un taux d'actualisation vise à tenir compte de la préférence de temps : les individus préfèrent en général recevoir les bénéfices le plus tôt possible et différer les coûts. Un taux d'actualisation « pondère les avantages et les coûts qui se produisent dans des périodes de temps différentes » (Barbier *et al.*, 1997). Le choix d'un taux d'actualisation est fonction des circonstances de l'étude.

3. Présentation des quatre sites pilotes retenus

3.1. LAGUNE CÔTIÈRE DE L'ÉTANG DE VIC, FRANCE

- **Contexte local en termes de changement climatique**

En 2011, l'ADEME a publié en collaboration avec Météo-France un état des lieux des indices du changement climatique observé en Languedoc-Roussillon depuis plus de 100 ans. Du point de vue des températures, une augmentation généralisée des maximales, moyennes et minimales a été constatée, pour la majorité des saisons et sur l'ensemble de la région. Pour les précipitations, les conclusions sont en revanche plus nuancées avec des cumuls de pluie, saisonniers ou annuels, relativement stables (ADEME, 2014).

Concernant les tempêtes marines, leur augmentation et leur intensification ne sont pas avérées sur la zone d'étude : les travaux menés par l'Unité Mixte de Recherche Géoscience de l'Université de Montpellier, et les résultats du projet pluridisciplinaire MISEEVA (BRGM, 2011) démontrent que l'augmentation des risques pour la population serait davantage liée à la vulnérabilité croissante de ce secteur (expansion démographique) qu'à la nature des aléas qui l'affecte.

Malgré l'incertitude locale sur l'évolution croissante du régime des tempêtes avec le changement climatique, plusieurs coups de mer et tempêtes ont été recensés entre 2003 et 2014 en Languedoc Roussillon⁷. De plus, l'étang de Vic se situe dans un secteur exposé à des phénomènes de pluies intenses appelés épisodes cévenols, survenant fréquemment en fin d'automne accompagnés le plus souvent de rafales de vent maritime, et provoquant de sévères inondations. Parmi les plus violents épisodes cévenols observés dans le département de l'Hérault, ceux de novembre 2007 (voir photos ci-dessous) et septembre 2014 ont occasionné d'importants dégâts sur le littoral. L'épisode de 2014 a notamment conduit à classer des villes proches du site d'étude (Villeneuve-lès-Maguelone et la Grande Motte) en état de catastrophe naturelle, en raison des dommages causés suite aux inondations et chocs mécaniques liés à l'action des vagues⁸.



Figure 7 : Comparaison de situations pendant un faible coup de mer en octobre 2006 (à gauche) et lors de la tempête de novembre 2007 (à droite) sur le littoral de Palavas-les-Flots (Hérault, France) (Source : EID & DRE, 2007)

- **Plus-value de l'étude**

Le fonctionnement hydraulique des étangs Palavasiens en situation de crue et / ou de tempête marine reste assez méconnu, et n'avait fait l'objet d'aucune analyse spécifique sur ce secteur avant l'étude menée en 2012 par le syndicat du Bassin du Lez (SYBLE, 2012).

⁷ Cf. Rapports tempêtes consultables sur le site internet de la DREAL Languedoc-Roussillon-Midi-Pyrénées

⁸ EID et DRE Languedoc-Roussillon, 2007 - Analyse de la tempête marine sur le littoral Languedoc-Roussillon du 19 au 22 novembre 2007

- Description du site

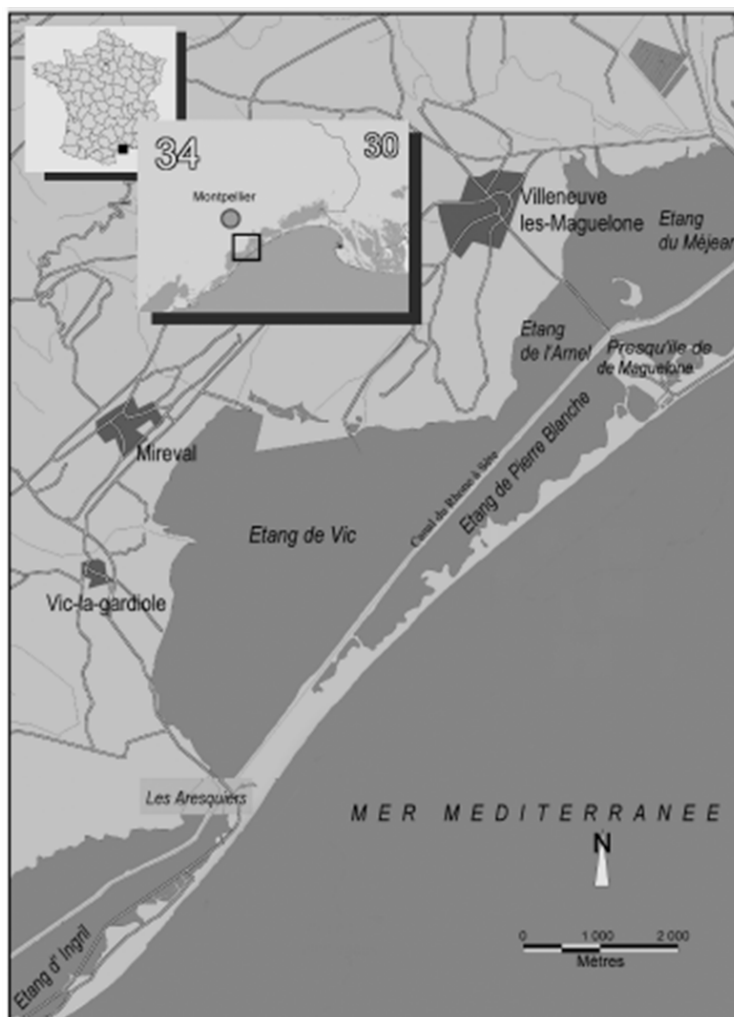


Figure 8 : Localisation de l'Étang de Vic, France (source : Durand et Heurtefeux, 2006).

L'Étang de Vic est une lagune de 1900 ha environ située sur les côtes méditerranéennes françaises. Elle appartient au site Ramsar et Natura 2000 « étangs palavasiens », et s'étend sur quatre communes de la frange littorale héraultaise : Vic-la-Gardiolo, Villeneuve-lès-Maguelone, Mireval et Frontignan. Suite à l'aménagement du canal du Rhône à Sète au début du XVII^e siècle, ce complexe a été divisé en différents étangs reliés par un système de roubines et de passes. En l'absence de communication directe et permanente avec la mer, l'étang de Vic est principalement alimenté en eau saumâtre par le biais de ce canal. La gestion de différentes parties du site est assurée par le Syndicat mixte des étangs littoraux (SIEL), l'agglomération de Thau, le Conservatoire du littoral et le Conservatoire des espaces naturels de la région Languedoc-Roussillon-Midi-Pyrénées (Salines de Villeneuve). Autrefois le siège d'activités salinières, ce site est aujourd'hui associé à des usages comme la chasse, la pêche traditionnelle, les loisirs et le tourisme. Le caractère naturel de cet espace a pu être préservé grâce à une urbanisation restreinte appuyée par la présence du Conservatoire du littoral sur la majeure partie du site. La bande sableuse séparant la lagune de la mer constitue notamment le seul lido non artificialisé et non urbanisé du département de l'Hérault. Le site offre une diversité d'habitats naturels favorable à de nombreuses espèces, notamment d'oiseaux migrateurs. La qualité de l'eau, la régression et le morcellement du lido ainsi que de son cordon dunaire sont les principales menaces liées à ce site.

• Bouquet de services écosystémiques global

La lagune côtière de Vic rend à la fois des services de régulation notamment en termes de protection côtière, d’approvisionnement ainsi que des services culturels, d’aménités environnementales (pêche traditionnelle, paysage, avifaune) et de loisirs. La perception des différents services qu’elle rend est relativement bien partagée par les acteurs interrogés.

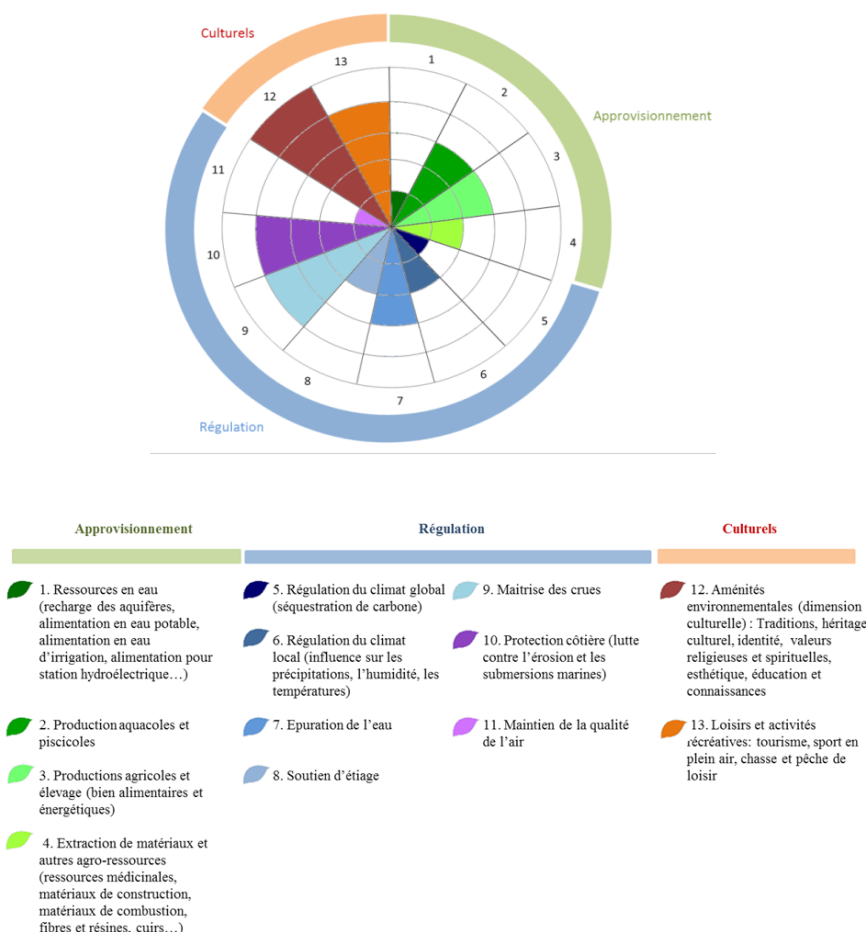


Figure 9 : Bouquet de services global de l'Étang de Vic.

• Bouquets de services sectorisés

Sur la base des 3 principaux secteurs de la lagune définis dans le plan de gestion de l'étang de Vic (Conservatoire du Littoral, 2014), étendu au périmètre Ramsar, trois espaces ont été définis pour décrire les services rendus par le site : un espace en eau permanente (lagune, anciens salins, zones humides connexes), un espace périphérique aux zones humides (principalement viticulture et vergers) et l'espace constitué par le lido. Les trois bouquets de services écosystémiques ainsi obtenus sont cartographiés ci-dessous. Les trois espaces décrits jouent un rôle important en termes d'aménités environnementales : les berges constituent un espace de promenade et de randonnée, le lido est un lieu de tourisme balnéaire et la lagune est le siège d'activités de pêche traditionnelles, soutenant une riche biodiversité participant à la qualité paysagère du site. La dynamique naturelle du lido et le peu d'aménagement des berges nord renforcent quant à eux le rôle de protection côtière assuré par le site. Les zones périphériques correspondent surtout à des usages agricoles (viticulture, vergers) alors que le secteur de la lagune représente une plus grande diversité de services (épuration de l'eau, maîtrise des crues, pêche, régulation du climat local).

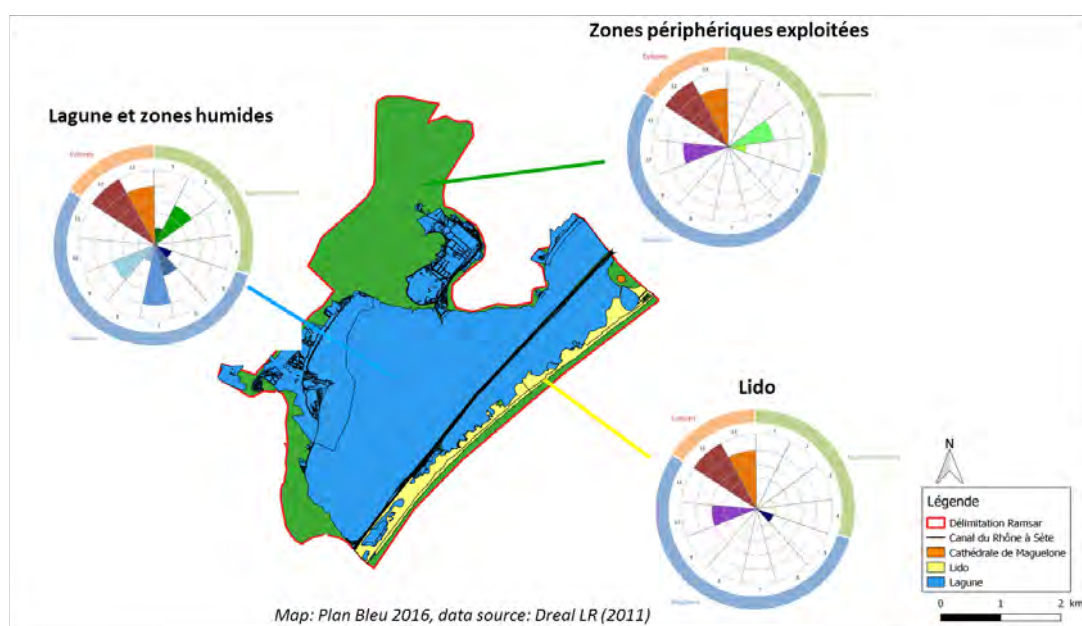


Figure 10 : Distribution spatiale des différents bouquets de services écosystémiques sur la lagune de l'Étang de Vic (source : Plan Bleu, 2016 ; données SIG : Dreal LR, 2011).

3.2. PLAINES ALLUVIALES DE LONJSKO POLJE, CROATIE

- **Contexte climatique**

Au cours des dernières années, une augmentation significative de la fréquence et de l'ampleur des phénomènes d'inondation a été observée en Croatie, en particulier dans le bassin de la rivière Sava (Babic, 2015). L'ensemble des rapports sur l'impact du changement climatique dans ce bassin prédisent une amplification de ces événements dans le futur (Brilly et al., 2015). Par conséquent, le bassin de la Save fait l'objet d'un plan d'adaptation au changement climatique (Banque mondiale, 2015).

- **Présentation du site**

Le parc naturel de Lonjsko polje (LPNP) se situe dans le Bassin Central de la Save. Le site est l'un des derniers en Europe à avoir conservé une plaine alluviale relativement naturelle, associée à une grande biodiversité. Le système de défense contre les inondations de Posavina Centrale est un des principaux exemples au monde où la lutte contre les inondations est basée sur l'utilisation d'une plaine d'inondation naturelle, connue mondialement sous le terme de stratégie « *room for the river* ».

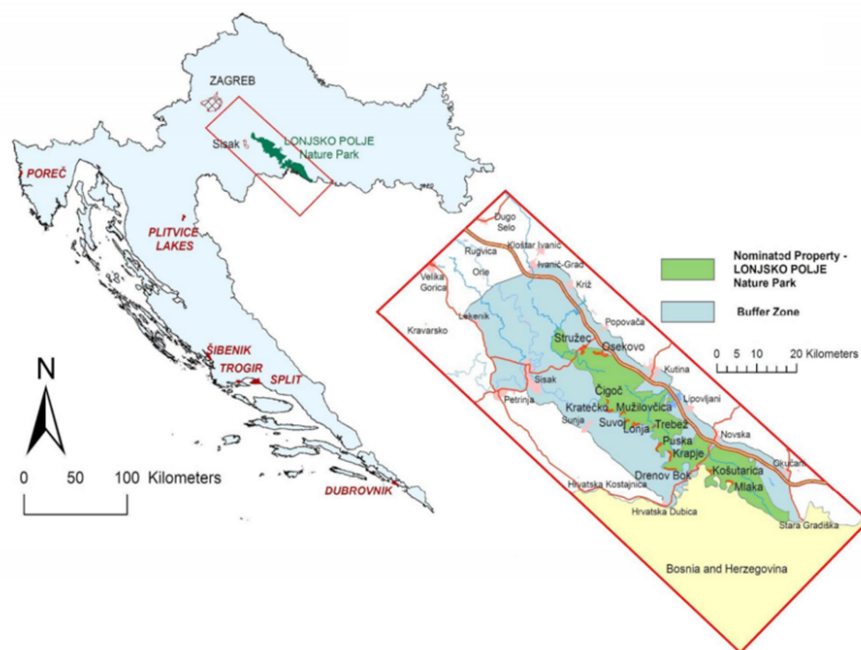
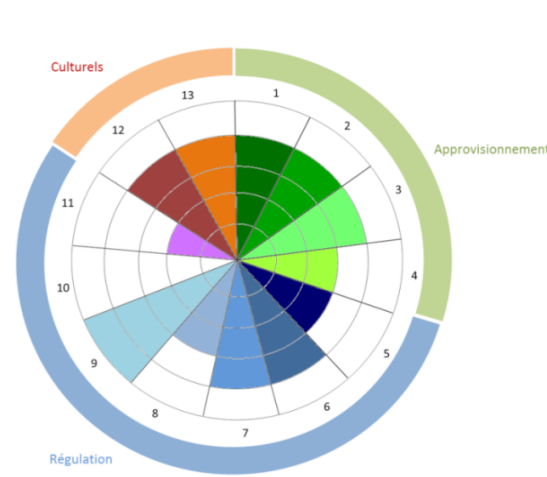


Figure 11 : Localisation du parc naturel de Lonjsko polje en Croatie, et zone tampon contre les crues (source : Lonjsko polje Nature Park).

- **Bouquet de services écosystémiques global**

D'après les experts interrogés, le site rend dans son ensemble une grande diversité de services écologiques (Figure 12). Son rôle dans la protection contre les événements climatiques extrêmes est particulièrement important dans le cadre de la maîtrise des crues, très fréquentes et intenses dans la plaine de la Save. Il fournit également différentes ressources aux populations locales (eau potable, bois, poissons etc.). De plus, son état de préservation et sa valeur d'héritage en font un site particulièrement intéressant du point de vue culturel : des services éducatifs (contrat d'écoles, formation, sensibilisation) et récréatifs (promotion du tourisme) sont développés par le gestionnaire de site. Selon les experts, le principal service perçu est celui de maîtrise des crues. D'autres services comme l'agriculture, la pêche, les ressources en eau, la régulation du climat global et l'épuration de l'eau font l'objet d'un consensus fort au sein des répondants. Les perceptions sur certains services de régulation tels que le maintien de la qualité de l'air et la régulation du climat local sont plus contrastées, probablement dans la mesure où ils sont plus difficile à évaluer (fonctions sous-jacentes mal connues) et où leur estimation nécessite une expertise particulière.



Approvisionnement	Régulation	Culturels
1. Ressources en eau (recharge des aquifères, alimentation en eau potable, alimentation en eau d'irrigation, alimentation pour station hydroélectrique...) 2. Production aquacoles et piscicoles 3. Productions agricoles et élevage (bien alimentaires et énergétiques) 4. Extraction de matériaux et autres agro-ressources (ressources médicinales, matériaux de construction, matériaux de combustion, fibres et résines, cuirs...)	5. Régulation du climat global (séquestration de carbone) 6. Régulation du climat local (influence sur les précipitations, l'humidité, les températures) 7. Epuration de l'eau 8. Soutien d'étéage	9. Maîtrise des crues 10. Protection côtière (lutte contre l'érosion et les submersions marines) 11. Maintien de la qualité de l'air 12. Aménités environnementales (dimension culturelle) : Traditions, héritage culturel, identité, valeurs religieuses et spirituelles, esthétique, éducation et connaissances 13. Loisirs et activités récréatives: tourisme, sport en plein air, chasse et pêche de loisir

Figure 12 : Bouquet de services global des plaines alluviales de Lonjsko polje

• Bouquets de services sectorisés

Selon les espaces définis, le parc naturel de Lonjsko polje offre des services culturels de natures différentes :

- d'une part, la valeur patrimoniale du site se retrouve au sein des espaces ruraux par le biais de l'élevage traditionnel (espèces domestiques locales) et la présence d'habitations traditionnelles en bois (villages de Krapje et de Cigoc, le dernier appartenant au réseau européen de villages de cigognes).
- d'autre part, le paysage naturel contribue, en tant que plus important complexe de forêts alluviales préservées d'Europe, à l'identité particulière du site, associée à des valeurs paysagère et biologique inestimables. Du point de vue récréatif, la pêche et la chasse de loisirs sont pratiquées de manière régulée sur le site, qui est fréquenté pour un tourisme culturel ou de pleine nature, avec une forte vocation éducative.

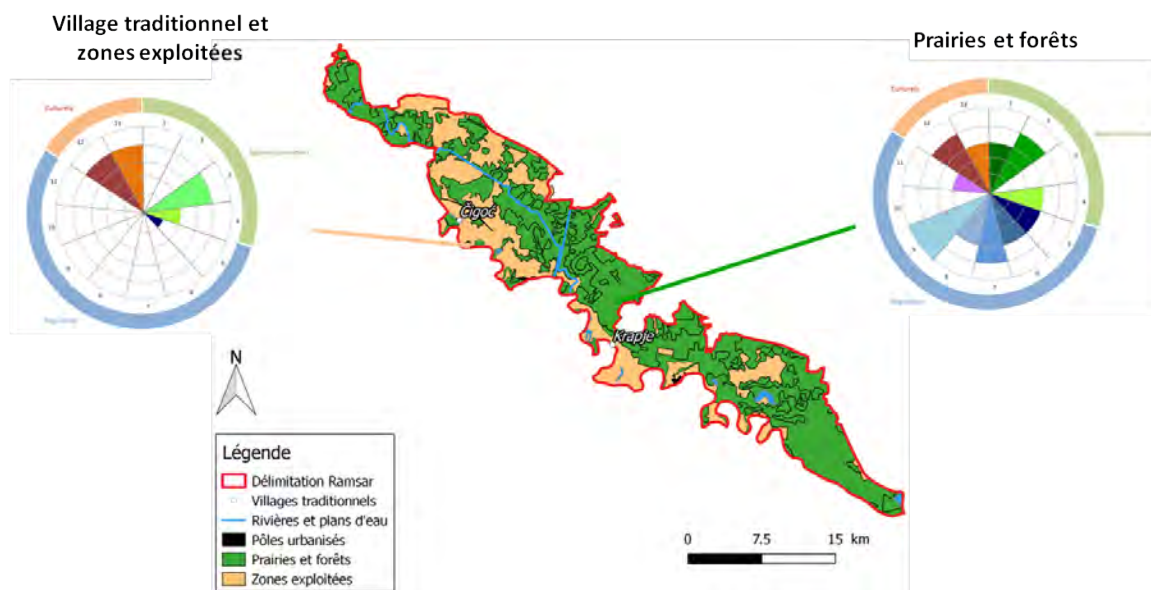


Figure 13 : Distribution spatiale des différents bouquets de services écosystémiques sur les plaines alluviales de Lonjsko polje (source : Plan Bleu 2016, données SIG : Sava Life project 2009).

De plus, les espaces naturels sont davantage associés aux services de régulation : en particulier, la plaine d'inondation est aménagée de manière à optimiser la maîtrise des crues, basée sur la capacité naturelle de rétention de nombreux bassins successifs. Ces aires de rétention contribuent également à l'épuration de l'eau et à la recharge des nappes souterraines. La forêt, qui couvre près de 70 % du site, participe également à l'épuration de l'eau stockée dans les nappes et à la séquestration de carbone. Enfin, les deux types d'espaces définis fournissent de façon complémentaire des ressources en eau potable, granulats (graviers), bois (principalement le chêne qui a une haute valeur économique) et poissons.

3.3. LAGUNE CÔTIÈRE DE BURULLUS, ÉGYPTÉ

- **Contexte de changement climatique local**

Selon le Groupe d'Experts Intergouvernemental sur le Climat (GIEC), la région du delta du Nil est l'une des plus affectées au monde par les impacts du changement climatique (El Adawy et al., 2013). Dans le futur, les zones côtières égyptiennes seront notamment affectées par une augmentation et une intensification des événements extrêmes (tempêtes de sable, vagues de chaleur, tempêtes marines (Osberghaus & Baccianti, 2013)).

- Description générale

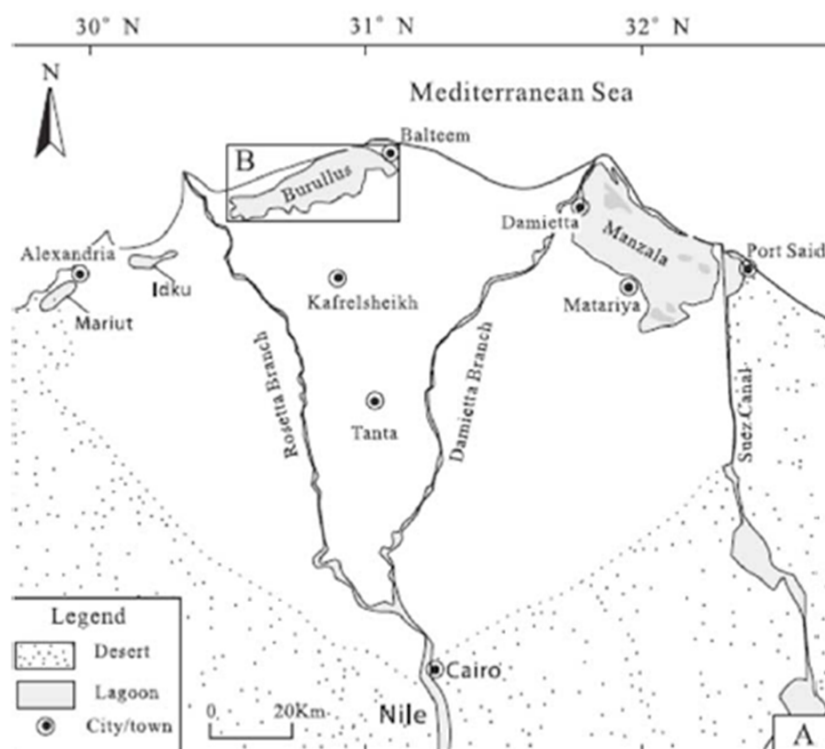


Figure 14 : Localisation de la lagune de Burullus, Égypte (source : Zingstra, 2013).

Au Nord du Delta du Nil, la lagune de Burullus s'étend sur 65 km le long de la côte égyptienne, à l'ouest de la région de Baltim. Plus de 185 000 personnes interagiraient de façon quotidienne avec la lagune, important lieu de pêche et d'aquaculture pour des populations locales et aire de migration de nombreuses espèces d'oiseaux. Située sur 5 districts, la lagune de Burullus occupe 41 000 ha au sein d'un protectorat reconnu par la convention de Ramsar. Le site est principalement utilisé comme déversoir des eaux agricoles environnantes qui constituent plus de 90 % de son alimentation en eau. Des problèmes de pollution, proliférations végétales et de désalinisation en découlent, impactant les populations et la biodiversité aquatique.

- Bouquet de services écosystémiques global

La lagune de Burullus rend principalement des services d'approvisionnement en fournissant d'importantes ressources piscicoles et, indirectement, aquacoles (ressources en eau et en alevins pour les bassins *ex situ*). La pêche est en effet une activité primordiale pour la population locale, bien que l'aquaculture génère deux fois plus de ressources piscicoles, avec un impact non négligeable sur le milieu. Le protectorat n'inclut qu'une faible superficie de terres agricoles, bien que l'agriculture soit très développée aux alentours du site. On peut cependant considérer que le périmètre décrit rend un service important vis-à-vis de cet usage, non pas centré sur sa contribution directe au rendement agricole, mais sur son utilisation en tant que déversoir des eaux agricoles.

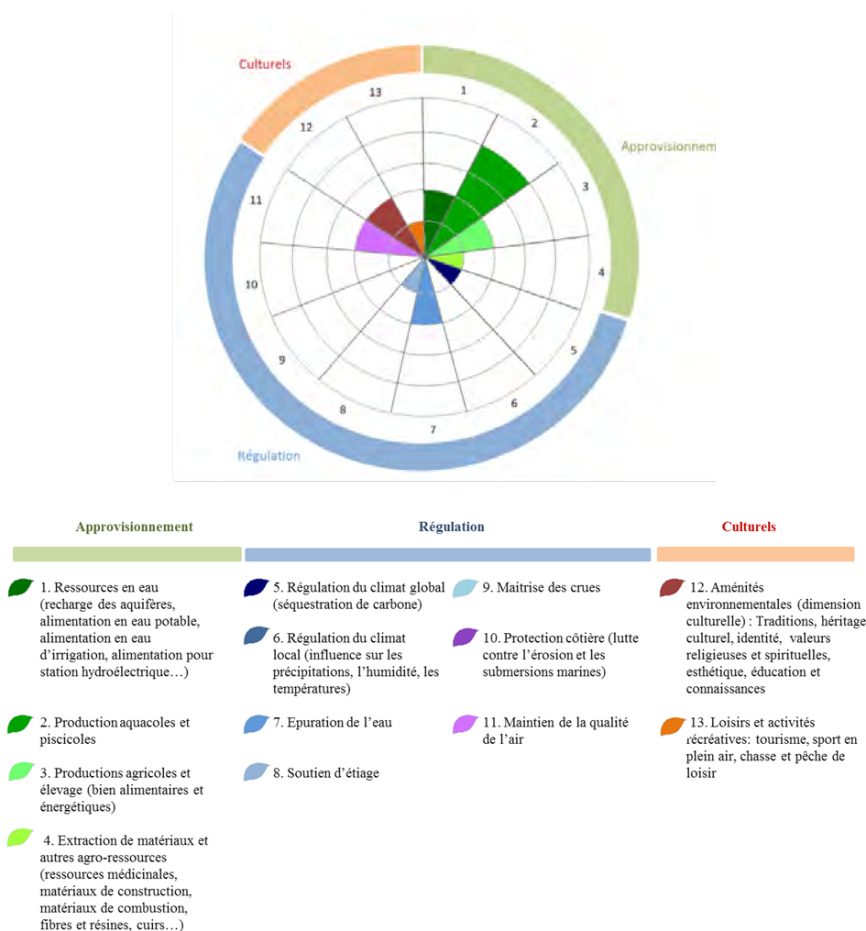


Figure 15 : Bouquet de services global de la Lagune de Burullus

Le service de protection côtière fait partie des priorités locales en termes d'adaptation au changement climatique, bien que la présence du barrage d'Aswan en amont du cours du Nil ait considérablement fragilisé ce service en participant à l'affaissement du delta. Le service de maîtrise des crues est aujourd'hui très faiblement rendu, également du fait du trop-plein généré par le déversement des eaux agricoles. Le site revêt également des aspects culturels importants, et un potentiel pour le tourisme largement sous-exploité.

Les avis des acteurs sont cependant partagés concernant les services d'approvisionnement en eau, d'agriculture et d'épuration de l'eau. Ces différences de perceptions peuvent respectivement s'expliquer par l'interprétation du service d'approvisionnement en eau comme une eau à caractère potable, par la considération de l'agriculture comme usage majoritaire autour et non au sein du protectorat, ou encore par le contraste entre le rôle théorique joué par la roselière dans l'épuration de l'eau et la mauvaise qualité de l'eau observée.

Il faut signaler que les services écologiques recensés dans ce cas précis sont rendus par un site considérablement dégradé. La surexploitation de l'écosystème influence négativement la plupart des fonctions assurées par la zone humide, alors que certains processus comme la séquestration de carbone sont favorisés par la situation de surproduction dans laquelle se trouve le site.

- **Bouquets de services sectorisés :**

La Lagune de Burullus a été sub-divisée en 3 espaces, comme le montre la Figure 13: le lido (en jaune), la lagune et zones humides (en bleu), et les zones exploitées (en vert).

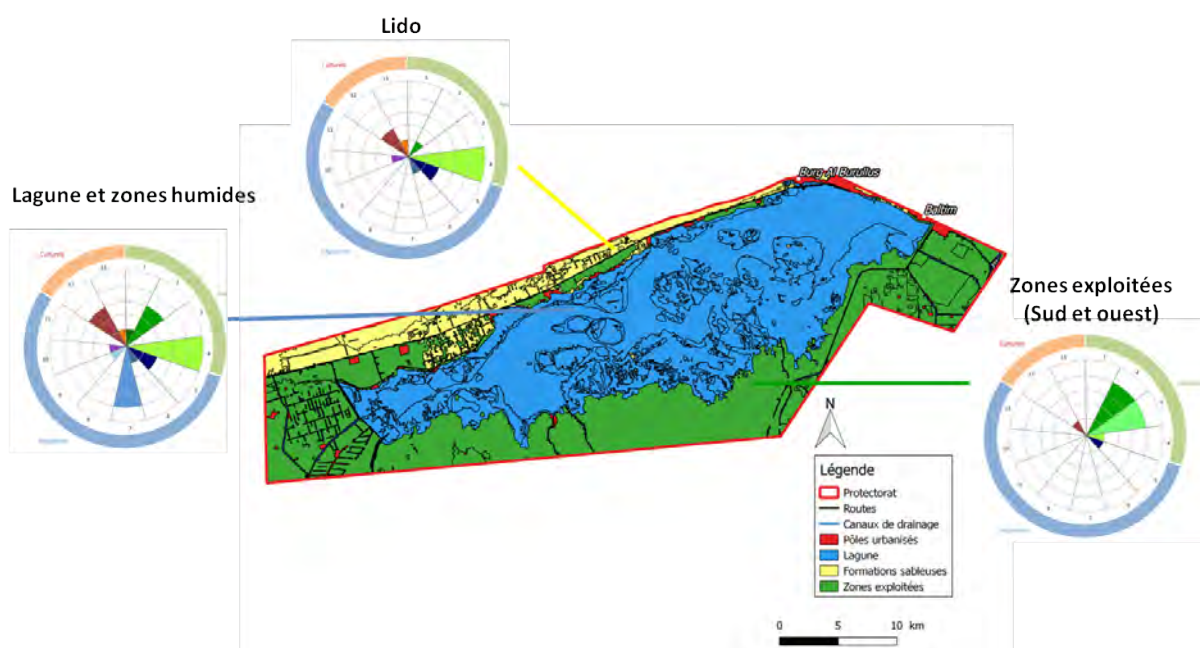


Figure 16 : Distribution spatiale des différents bouquets de services écosystémiques sur la lagune de Burullus.
(Source : Plan Bleu, 2016 ; Carte extraite à partir d'images Landsat-8 (2015) : Tour du Valat-OZHM, 2015)

Lido : Cet espace présente un potentiel non exploité en termes d'aménités environnementales (6 sites historiques recensés, dont certains enfouis sous les dunes) et de loisirs, défavorisés par l'artificialisation croissante du lido (construction récente d'une route, surexploitation des terres pour l'aquaculture et l'agriculture, projet de centrale d'énergie, urbanisation et pollution associée). À l'est de ce secteur, le chenal du Boughaz est l'unique lieu d'échange avec la mer ; ces échanges sont très limités par le déversement d'eaux agricoles dont le site est victime, qui freinent l'entrée d'eau de mer dans la lagune, impactant ainsi la biodiversité du site. Le service de protection côtière théoriquement rendu par le lido est quant à lui fragilisé par la réduction des apports sédimentaires depuis la construction du barrage d'Aswan dans les années 1960. Dans cette zone, les marais littoraux sont convertis progressivement en salins, bassins aquacoles et parcelles agricoles, alors que les rares espaces naturels restant dans la région des dunes de Baltim représentent un lieu privilégié pour la biodiversité animale et végétale terrestre.

Espaces exploités (hors lido) :

Ce secteur présente majoritairement des espaces exploités pour l'aquaculture au sud, alors que l'ouest du protectorat est dominé par l'agriculture. Les sols agricoles contribuent à séquestrer du carbone, mais dans une moindre mesure au regard du compartiment sédimentaire de la lagune.

Lagune

Concernant l'approvisionnement en eau, la qualité de l'eau de la lagune ne permet pas sa consommation mais constitue la source exclusive des bassins aquacoles en expansion permanente autour de la lagune. Néanmoins, le site montre un gradient de salinité important, et l'eau presque douce située à l'ouest de la lagune est utilisée pour l'irrigation de quelques parcelles agricoles situées dans ce secteur.

Les îlots de la lagune offrent une riche biodiversité dans la mesure où ils sont exempts de toute présence humaine. On peut considérer que le paysage de la lagune contribue faiblement aux aménités environnementales, à cause de la pression exercée par son anthropisation croissante. Le site abrite l'une des plus importantes roselières de Méditerranée qui contribue à rendre des services de régulation comme l'épuration de l'eau ou la séquestration de carbone. Cependant, la surexploitation du site diminue ces capacités, tout comme celle de maîtrise des crues, autrefois importante : avant la construction du haut barrage d'Aswan, la lagune recevait les crues du Nil la fin de l'été et en automne⁹.

3.4. TOURBIÈRES DE YENİÇAĞA, TURQUIE

- Contexte de changement climatique

Dans le futur, les températures devraient augmenter à travers toute la Turquie, et ce pour l'ensemble des saisons. En hiver, l'augmentation sera plus importante à l'est de la Turquie, alors qu'en été, l'Ouest et particulièrement le Sud-Ouest connaîtront les hausses de températures les plus importantes. La région Égée fera face à des températures moyennes dépassant les températures actuelles de plus de 6 degrés. Des prédictions indiquent qu'entre 2071 et 2100 la moyenne annuelle des températures sur la zone augmentera d'environ 2-3 °C par rapport à la période 1961-1990 (cité dans Osberghaus & Baccianti, 2013).

- Description

Situées dans la région rurale de Bolü, les tourbières de Yenicağa se situent sur le pourtour du lac Yenicağa. Ces tourbières minérotrophes¹⁰ constituaient le plus important site d'exploitation de la tourbe en Turquie jusqu'en 2009, date à laquelle un projet¹¹ de protection a permis l'arrêt de l'exploitation à l'ouest du site, et sa forte diminution au nord. Le site soutient une riche biodiversité et possède un fort potentiel piscicole, exploité par les pêcheurs locaux. Un régulateur se trouve au niveau de l'exutoire qui se déverse dans la rivière Çağa au nord-est du lac (Figure 17). Il permet de garantir un certain niveau d'eau en été, où deux affluents du lac sont asséchés. Les tourbières à l'ouest et au nord-ouest du lac sont inondées par intermittence en fonction du niveau de l'eau.

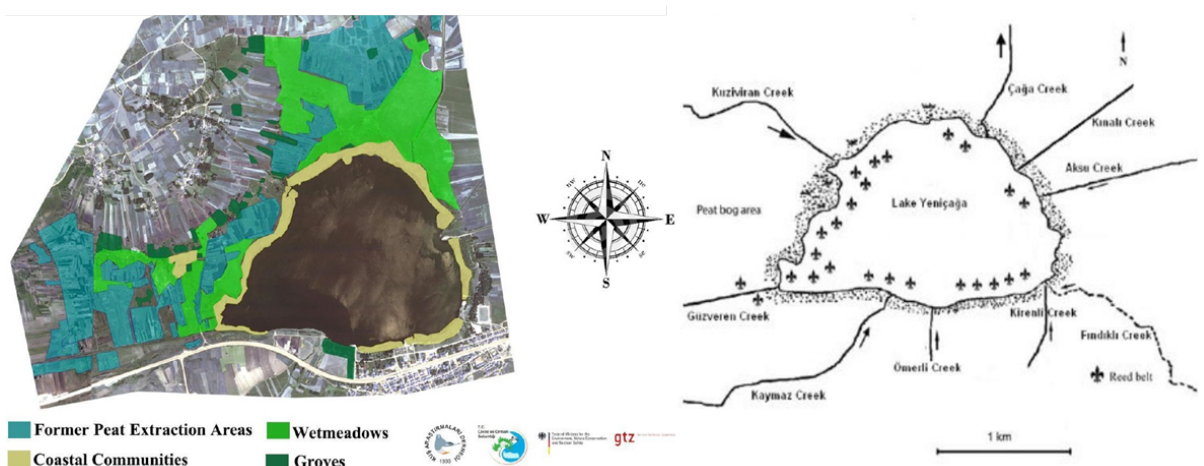


Figure 17 : Principaux tributaires et exutoires du lac Yenicağa (Doga Koruma Merkezi Nature Conservation Center, 2012).

- Bouquet de services écosystémiques global

Les efforts entrepris pour restaurer le site participent à sa transition d'usages centrés sur l'extraction de tourbe vers une optimisation de son potentiel touristique, tout en contribuant à l'atténuation du changement climatique par la réduction des émissions des gaz à effet de serre associés à l'exploitation de la tourbière.

¹⁰ Les tourbières dites de « bas marais » sont alimentées par une nappe phréatique, les ruissellements du bassin versant, ou des sources d'eau douce (par opposition aux tourbières ombrotrophes ou de « haut marais », alimentées par les précipitations.)

¹¹ Wetlands and climate change project, Turkish Ministry of Environment and Forestry, 2009 à 2011.

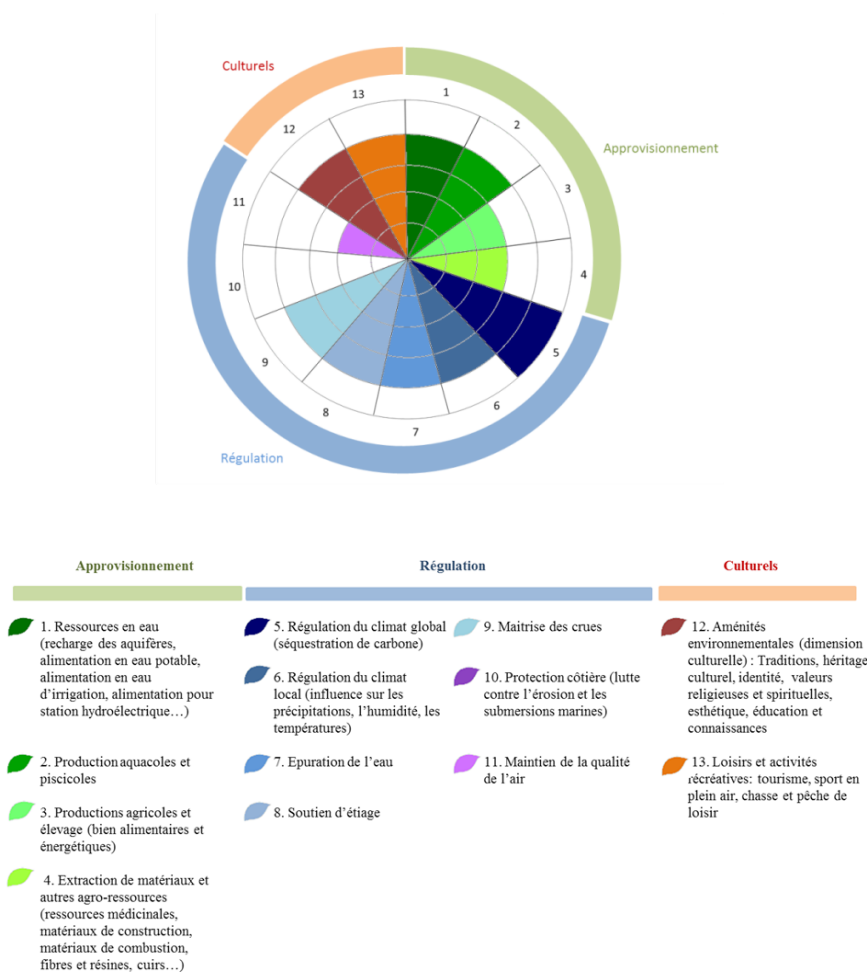


Figure 18 : Bouquet de services global des tourbières de Yeniçağa.

La perception des experts interrogés rend compte de ce contexte, puisque le principal service perçu est celui de régulation du climat global. D'après les réponses obtenues, le site rend de nombreux services de façon importante et équivalente (e.g. services culturels, ressources en eau, régulation du climat, épuration de l'eau), alors qu'il participe plus faiblement au maintien de la qualité de l'air, à l'élevage et à la production ou l'extraction d'agroressources.

• Bouquets de services sectorisés

La présence des tourbières et le système de déversoir du lac fonctionnant en autonomie selon le niveau d'eau, contribuent à atténuer les sécheresses (régulation du climat local) et permettent la régulation des inondations.

Le service de régulation du climat global par la séquestration de carbone est principalement rendu par les prairies sur tourbières n'ayant jamais été exploitées, bien qu'une part plus faible soit contenue dans les sédiments et la végétation du lac.

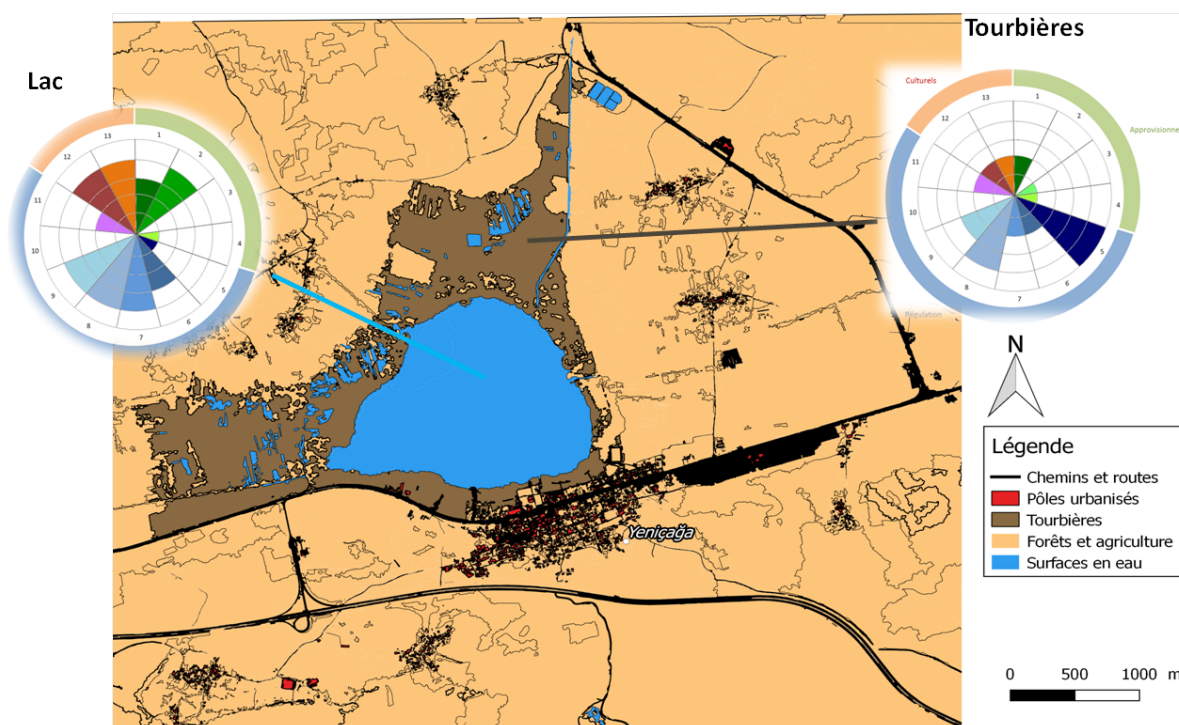


Figure 19 : Distribution spatiale des différents bouquets de services écosystémiques sur les tourbières de Yenicağa (source : Plan Bleu 2016 ; données SIG : projet Tubitak n° 109Y186)

Le lac contribue à fournir des ressources en eau et des ressources piscicoles, participe à la qualité de l'eau et du paysage (service d'épuration et de soutien de l'avifaune associés à la roselière), ce qui renforce l'attractivité du site pour la population locale. Le lac accueille également des activités récréatives (baignade, pêche de loisirs), tandis que les prairies sur tourbières fournissent un habitat privilégié pour certaines espèces d'oiseaux comme la grue cendrée.

En conclusion, ce travail d'inventaire hiérarchisé des services écosystémiques rendus par les quatre sites pilotes du projet met en évidence différentes situations relatives au niveau d'anthropisation des sites et à leur mode de gestion :

- Dégradation et affaiblissement des services culturels et de régulation dans des zones surexploitées comme la lagune de Burullus en Égypte, au profit de services d'approvisionnement ;
- Intégration réussie des activités humaines dans le paysage, favorable à de nombreux services comme les services culturels et de contrôle des inondations sur le site de Lonjsko polje en Croatie, ou encore l'application d'une stratégie de gestion du trait de côte non-interventionniste favorisant la mobilité du trait de côte sur la lagune côtière de Vic ;
- Transition d'une zone longtemps exploitée pour l'extraction de tourbe vers une zone protégée où les services récréatifs et de régulation sont favorisés, dans le cas du site de Yenicağa en Turquie.

4. Évaluation du service de protection contre les tempêtes, lagune côtière de l'Étang de Vic (Hérault), France

L'objectif est d'évaluer le service de protection côtière rendu par la zone humide dans son état actuel par rapport à une situation théorique où le service n'est pas effectif. Ce service est décliné en trois volets : la protection contre l'érosion, contre la montée des eaux et contre l'inondation des terres. La contribution globale de ces éléments au service de protection contre les tempêtes côtières est estimée quantitativement avec deux scénarios de tempêtes. La valeur économique du service écologique de protection côtière rendu par la zone est ensuite approchée par la méthode des coûts évités.

4.1 CHOIX DES SCÉNARIOS DE TEMPÊTE

Le choix des scénarios repose sur plusieurs contraintes liées aux caractéristiques du site. **Les tempêtes sont régulièrement concomitantes avec des crues intenses** (les épisodes dits « cévenols ») qui permettent difficilement de différencier la protection offerte face à l'inondation liée aux tempêtes marines de celle liée aux crues.

Après l'étude de la bibliographie disponible, il semblerait que deux scénarios présents dans l'« étude du fonctionnement hydraulique du complexe 'étangs palavasiens – étang d'Ingril – étang de l'Or' en situation de crue et de tempête marine » menée par le Syndicat mixte du Bassin du Lez (SYBLE)¹² puissent répondre à ces contraintes¹³. Le choix de ces scénarios présente deux avantages. Tout d'abord ils se basent tous les deux sur des niveaux de crue du bassin versant faibles (temps de retour de deux ans). L'impact de ces crues est donc moins important que celui de tempêtes marines qui font l'objet de la présente étude. Ceci permet, par comparaison, d'identifier les impacts liés spécifiquement à la tempête. Ces deux scénarios (Tableau 4) font intervenir une crue d'intensité faible et d'occurrence fixe (temps de retour 2 ans) avec des tempêtes marines d'amplitude variable (temps de retour 2 et 100 ans).

Le scénario A correspond à une tempête fréquente (biennale) de faible intensité associée à une crue fréquente de temps de retour 2 ans.

Le scénario B correspond à une tempête exceptionnelle (centennale) de forte intensité associée à une crue biennale qui reste faible (occurrence identique à celle du scénario A).

Scénario	Temps de retour de la crue	Temps de retour de la tempête côtière	Niveau initial des étangs	Niveau maximal des étangs	Submersion des zones périphériques
A	2 ans	2 ans (0,8 m NGF) tempête fréquente	0,1 m NGF	0,56 m NGF	Pas de submersion des zones à enjeux
B	2 ans	100 ans (1,5 m NGF) tempête exceptionnelle	0,1 m NGF	0,88 m NGF	Submersion pendant environ 3 heures

Tableau 4 : Scénarios retenus pour l'estimation du service de protection contre les tempêtes côtières (NGF : Nivellement Général de la France).

¹² EGIS eau, 2012 - rapport de phase 2, scénarios n°1 et n°13

¹³ Ces cas d'études sont davantage centrés sur le régime des crues que sur celui des tempêtes côtières, contrairement à ce que nous nous proposons de développer dans ce rapport.

4.2. ÉVALUATION BIOPHYSIQUE DU SERVICE DE PROTECTION CONTRE LES TEMPÊTES CÔTIÈRES

Afin d'évaluer le service écologique de protection contre les tempêtes côtières rendu par l'écosystème, chacun des deux scénarios choisis sera décliné en deux hypothèses.

D'une part, on considère le comportement réel du milieu, où les éléments contributeurs au service de protection côtière jouent effectivement leur rôle : dans ce cas les hauteurs d'eau modélisées sur la zone d'étude dans le cadre de l'étude SYBLE (EGIS eau, 2012) sont prises en compte.

D'autre part, on envisage le cas où l'écosystème ne jouerait pas son rôle de protection contre les tempêtes. Cette dernière hypothèse équivaut à considérer un lido entièrement ouvert aux entrées marines sur toute sa largeur et des zones périphériques des étangs (zones humides, berges du canal, cultures) inactives vis-à-vis du service considéré (autrement dit sans rôle de résistance à la montée des eaux ni rôle de résistance à l'inondation). Les eaux marines pénétreraient donc facilement vers l'intérieur des terres sans ralentissement physique ni infiltration dans le sol. Concrètement, nous considérons que le niveau d'eau inondant la zone d'étude est alors égal au niveau maximum atteint en mer durant l'événement.

Le Tableau 5 résume les scénarios étudiés selon ces hypothèses.

Scénario	Hypothèse	Niveau maximal en mer	Niveau maximal d'inondation
A	Protection par l'écosystème effective	0,80 m NGF	0,56 m NGF*
A'	Pas de protection par l'écosystème	0,80 m NGF	0,80 m NGF
B	Protection par l'écosystème effective	1,50 m NGF	0,88 m NGF*
B'	Pas de protection par l'écosystème	1,50 m NGF	1,50 m NGF

* Résultats issus des modélisations de la phase 2 de l'étude SYBLE (EGIS eau, 2012)

Tableau 5 : Scénarios et hypothèses pour l'évaluation du service de protection contre les tempêtes.

Pour chacun des scénarios, le niveau d'eau atteint (cote en mètres NGF) est soustrait à l'altitude fournie par un modèle numérique de terrain (MNT) de la zone d'étude. Cette approche permet de déterminer à la fois les surfaces submergées et les hauteurs d'eau inondant chaque zone puis de calculer les volumes d'eau pénétrant dans les terres.

La différence en termes de surfaces et de volumes entre les scénarios A' et A donnera une estimation de la surface des zones submergées et des volumes d'eau évités grâce à la protection fournie par l'écosystème dans le cas d'une tempête fréquente (temps de retour 2 ans).

De la même façon, la différence entre les scénarios B' et B donnera une estimation des surfaces submergées et des volumes d'eau évités grâce à la protection fournie par l'écosystème dans le cas d'une tempête exceptionnelle (temps de retour 100 ans).

4.2.1. Description séquentielle d'une tempête et des éléments naturels de protection

a) Déroulement d'une tempête

Par temps calme, avant l'arrivée d'une tempête côtière, le système lagunaire des étangs de Vic (1 355 ha) et de Pierre-Blanche (231 ha) est séparé de la mer par le lido sableux fermé. La circulation de l'eau entre mer et étangs se fait indirectement via le canal du Rhône à Sète qui permet la communication entre étangs grâce à plusieurs passes. Les étangs situés aux deux extrémités du complexe lagunaire (étang du Prévost à l'Est et étang d'Ingril à l'Ouest) sont quant à eux directement en contact avec la mer par le biais de graus artificiels permanents – les graus naturels temporaires se formant sur le lido de Pierre Blanche. Le flux dépend des niveaux d'eau relatifs entre mer et étang et de la circulation induite par le vent. Lorsque l'écosystème est soumis à une tempête côtière, la dynamique suit la séquence décrite ci-dessous également résumée dans la Figure 20.

Début de tempête

La situation météorologique classique générant une tempête sur la zone est l'arrivée d'une dépression avec un fort vent de secteur Sud à Est-Sud-Est (soufflant de la mer vers les terres), accompagnée de pluies plus ou moins marquées engendrant un risque de crue de type cévenole simultanée à la tempête marine.

Le vent et la dépression font monter le niveau marin. La houle en provenance du large et les vagues générées localement par le vent induisent une surcote complémentaire et impactent la plage puis le reste du lido (dune et arrière-dune) si l'énergie est suffisante.

Tant que le lido reste fermé, la circulation entre mer et étang se fait indirectement par le canal et les passes vers les étangs d'Ingril, Arnel et Prévost. Le haut niveau marin limite la sortie d'eau par le canal. L'eau de mer entrante fait monter le niveau d'eau dans les étangs. Si une crue simultanée se produit, l'évacuation vers la mer est limitée par le haut niveau marin et les vents marins associés qui repoussent l'eau venant des 2 graus artificiels (Prévost et Ingril) à leur embouchure. L'apport d'eau douce contribue à faire monter le niveau dans l'étang. Les zones périphériques les plus basses commencent à être inondées et si le niveau atteint est suffisant, les eaux douces ou saumâtres de l'étang Nord peuvent submerger le canal vers l'étang Sud.

Rupture du lido et *overwash*

Si l'énergie des vagues de la tempête est suffisante, une brèche puis un grau peuvent se former dans le cordon littoral. L'ouverture se fait dans les zones les plus fragiles caractérisées par une faible largeur du lido, une altimétrie souvent inférieure à 1 m NGF, une dune absente ou chaotique avec une végétation absente ou réduite.

Lorsque le grau s'est ouvert, la lagune est en communication directe avec la mer. L'eau de mer et les sédiments qu'elle transporte entrent dans l'étang (phénomène d'*overwash*, aussi appelé cône de débordement de tempête) et contribue à faire monter le niveau d'eau. Le courant passant par le grau se dissipe en entrant dans la lagune et dépose des sédiments arrachés à la mer et au lido. L'intensité de la tempête et les hauteurs d'eau relatives entre mer et étang influencent la taille du dépôt d'*overwash* (c'est-à-dire distance à la côte et dispersion latérale).

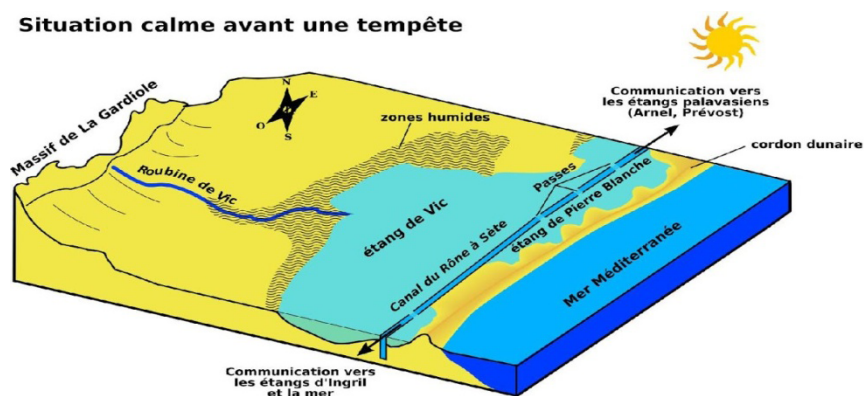
Les eaux marines se mélangent aux eaux lagunaires de Pierre-Blanche puis traversent le canal via les passes pour entrer dans l'étang de Vic. Si le niveau d'eau est suffisamment haut et le vent marin intense, les digues du canal sont submergées et l'eau de mer entre plus largement vers l'étang Nord. La hausse du niveau d'eau dans les étangs par les apports d'eaux marines et d'eaux douces renforce la submersion des zones périphériques. Dans le cas d'une rupture du lido, les apports marins plus importants contribuent à augmenter la salinité des eaux dans les zones submergées¹⁴.

Fin de tempête et fermeture du lido

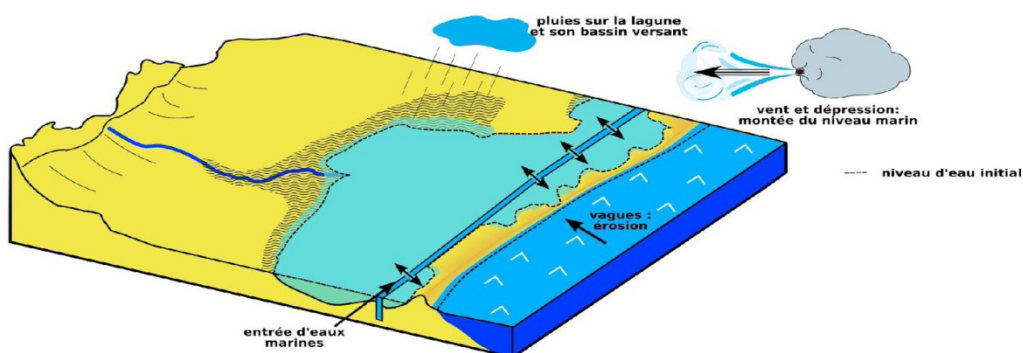
A la fin de l'événement de tempête, les vents faiblissent et tournent, passant d'un flux de Sud-Est à des vents de Nord. La pression atmosphérique augmente, le ciel se dégage. La mer retrouve son niveau moyen. L'eau, dont le niveau reste alors plus élevé dans les étangs, s'évacue vers la mer par le canal et par le grau temporaire (si le lido a été ouvert). Une partie des sédiments, apportés par la mer et les cours d'eau et remis en suspension au cours de la tempête, se déposent alors que l'intensité des vagues et des courants diminue. Si un grau temporaire a été ouvert, ces sédiments contribuent à refermer ce grau et donc le lido.

14 La salinité de la Méditerranée est de 38 g/l en moyenne, alors qu'elle oscille selon les saisons entre 24 et 32 g/l dans les lagunes des étangs palavasiens.

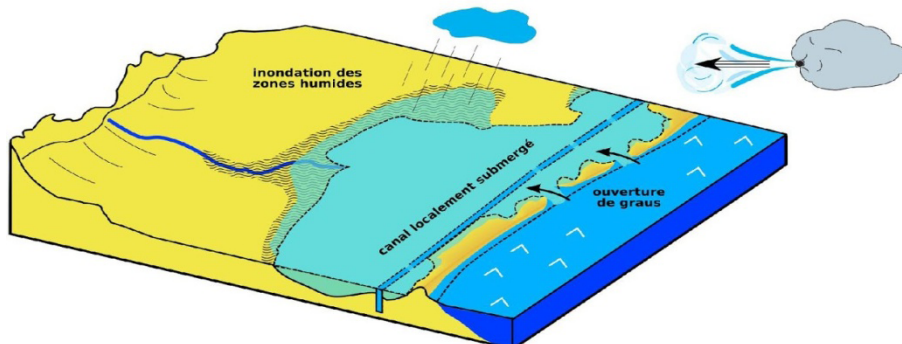
Situation calme avant une tempête



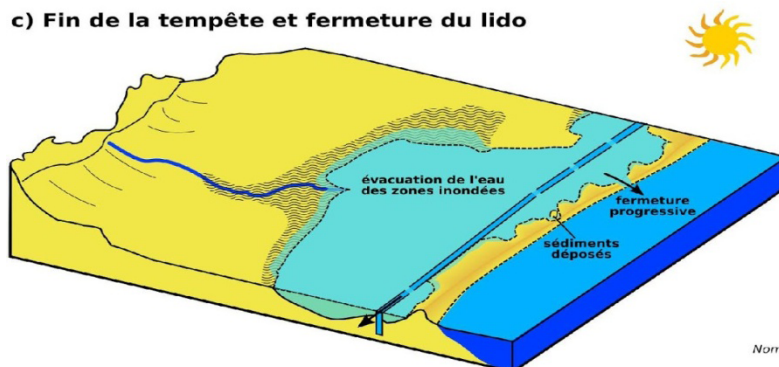
a) Début de tempête marine



b) Rupture du lido et overwash



c) Fin de la tempête et fermeture du lido



Nomadéis et Jérôme Castaings - 2015

Figure 20 : Schéma séquentiel d'une tempête sur la lagune de Vic.

b/ Identification des éléments naturels de protection contre les tempêtes

Face à une tempête côtière telle que nous venons de décrire, différents éléments de l'écosystème entrent en jeu en tant que contributeurs au service écologique de protection. Ce service de protection peut être décomposé en trois sous-services. Tout d'abord le service de protection contre l'érosion, ensuite le service de protection contre la montée des eaux marines (submersion marine) et enfin le service de protection face à l'inondation des terres. Chacun de ces services est caractérisé par des paramètres de forçage, qui constituent les phénomènes physiques contre lesquels les éléments de l'écosystème résistent, et des indicateurs biophysiques qui permettent d'apprécier la capacité de résistance aux forçages (Tableau 6).

L'érosion de la plage et du lido est causée par les vagues, elles-mêmes générées par le vent et caractérisées par leur hauteur, leur force et leur direction. La résistance du lido à l'érosion peut être appréciée grâce à la topographie (altitude et largeur du lido) et le couvert végétal. Ce dernier ralentit la vitesse du vent et de l'eau et réduit le transport solide en piégeant les sédiments. Ainsi, le couvert végétal contrôle l'érosion, fixe et favorise l'aggradation¹⁵.

La montée des niveaux d'eau s'effectue indirectement via le canal du Rhône à Sète puis directement par l'entrée d'eaux marines lorsque des graus temporaires sont ouverts. La capacité de rétention d'eau des étangs et des zones humides périphériques (plans d'eau non permanents, anciens salins) permet de limiter l'expansion des eaux sur les terres. Cette montée des eaux sur le milieu terrestre dépend de la topographie.

Sous-service écologique de protection contre...		Paramètres de forçage	Indicateurs du service	Secteurs géographiques
SE 1	l'érosion	Force et direction des vents et des vagues	- Topographie - Couvert végétal	Le lido
SE 2	la montée des eaux	Niveau d'eau	- Topographie - Capacité de rétention des eaux	- Le lido - Les étangs - Les zones périphériques
SE 3	l'inondation des terres	- Surfaces inondées - Capacité d'infiltration des eaux dans le sol	- Perméabilité du sol - Résilience face à la salinité - Couvert végétal	Les zones périphériques

Tableau 6 : Sous-services de protection côtière, paramètres de forçage et indicateurs associés.

L'inondation des terres est causée par l'expansion sur les surfaces terrestres des eaux apportées par la tempête. En fonction de la capacité du sol à absorber ces eaux (et donc de la fréquence des tempêtes), le service rendu sera plus ou moins important. La résistance à l'inondation des terres dépend donc de la perméabilité du sol qui influence la capacité de la masse d'eau à s'infiltrer lors d'une submersion. La vulnérabilité des usages associés à ces terres submergées dépend également de leur résistance à la salinité (anciens salins, sansouires¹⁶ et prés salés seront plus résistants que des cultures comme la vigne). Enfin, un couvert végétal dense permet de limiter l'expansion des eaux en réduisant le débit, en opposant une résistance. Grâce à son système racinaire, il permet également une meilleure infiltration des eaux dans le sol. Chaque indicateur de protection précédemment identifié sera caractérisé par des sous-indicateurs biophysiques (Tableau 7).

¹⁵ En géologie, l'aggradation est l'accumulation de sédiments dans le lit d'un cours d'eau et ses environs directs. L'aggradation survient lorsque l'apport de sédiments excède les capacités de transport du cours d'eau.

¹⁶ La sansouire est un terme méditerranéen (lagunes, Camargue) pour désigner des herbus, des prairies halophiles méditerranéennes composées de salicornes *Salicornia* sp., de la famille des Chenopodiaceae. (Source : aquaportal.com)

Indicateurs	Sous-indicateurs
Couvert végétal	Densité estimée visuellement sur photographies aériennes
Topographie	- Altitude (m NGF) - Largeur du lido (m)
Capacité de rétention des eaux	- Surface (km ²) - Type de zone d'expansion des eaux (plans d'eau permanents, zones humides, terres)
Résilience face à la salinité	Type d'occupation du sol (prés salés, sansouires, cultures...)
Perméabilité du sol	- Nature géologique du sol (calcaire, argileux, limoneux, sableux) - Zones imperméabilisées artificiellement (parkings, zones urbaines, routes)

Tableau 7 : Indicateurs de protection et sous-indicateurs biophysiques les caractérisant.

4.2.2. Évaluation qualitative des sous-services participant au service écologique de protection côtière

a/ Méthodologie

Pour chacun des sous-services écosystémiques précédemment identifiés, la méthodologie va consister à catégoriser l'intensité de la protection face aux tempêtes côtières sur la base des données évaluant quantitativement ou qualitativement les paramètres de forçages et les indicateurs biophysiques de protection. L'évaluation sous forme d'un indice intégrant les indicateurs de chacun des sous services écosystémiques permettra une représentation cartographique de la protection côtière liée à l'écosystème.

Sous-service de protection contre l'érosion

La résistance du lido à l'érosion lors d'une tempête constitue une première barrière essentielle dans la capacité de protection côtière offerte par l'écosystème lagunaire. C'est la fin du déferlement des vagues sur le lido (« *run-up* »¹⁷), les courants de retour associés, et le phénomène de submersion marine qui vont provoquer l'érosion. Leur intensité constitue donc un paramètre clé de forçage, leur direction entre également en jeu. En effet, des vagues attaquant directement de façon perpendiculaire le cordon littoral sont plus à même d'impacter le lido sur une distance importante vers la lagune.

Les plages de la région sont soumises à un régime de vents marqué par une alternance entre des vents de terre fréquents et violents (80 % des observations) et des vents marins plus rares, mais qui peuvent être tout aussi violents : les premiers sont principalement la tramontane (de secteur Ouest à Nord-Ouest) et, secondairement, le mistral (de secteur Nord-Est), alors que les vents de mer proviennent essentiellement du Sud-Est. Les vents de terre induisent des houles locales (principalement du Sud-Ouest) fréquentes, mais peu agressives en raison de leur fetch¹⁸ limité, alors que les vents marins engendrent des houles (majoritairement de Sud-Est et Sud/Sud-Est), moins fréquentes mais nettement plus efficaces sur le plan morphogénique. Même si 80 % des houles ont une hauteur significative (Hsig) inférieure à 1 m, la situation change totalement en période de tempête avec des Hsig maximales supérieures à 6 m dans les cas extrêmes, comme en novembre 1982 ou en décembre 1997 à Sète, et des surcotes très importantes atteignant 1,35 m NGF¹⁹ (alors que la marée astronomique maximum ne dépasse pas 0,35 m NGF). Les houles orientées Sud-Est déferlent de manière quasiment perpendiculaire au lido : sa largeur est donc estimée dans cette direction pour l'affectation de l'indice. Le lido s'érodant plus facilement pour permettre l'ouverture de brèches dans les zones où sa largeur est réduite, les secteurs où sa largeur (entre la mer et la lagune) est supérieure à 100 mètres reçoivent un point d'indice tandis que ceux de largeur inférieure n'en obtiennent pas.

17 Par définition, le *run-up*, est la hauteur maximale, comptée à partir du niveau d'eau au repos, atteinte par une vague sur une pente.

18 Le fetch (terme anglais signifiant « l'ouvert », « l'étendue d'une baie ») est la distance en mer ou sur un plan d'eau au-dessus de laquelle souffle un vent donné sans rencontrer d'obstacle (une côte) depuis l'endroit où il est créé ou depuis une côte s'il vient de la terre. Toutes choses étant égales par ailleurs, plus le fetch est important plus la hauteur des vagues sera grande. A contrario, à l'abri d'une côte (sous le vent d'une côte), la hauteur des vagues sera très faible, même si le vent est très fort car le fetch y est plus petit.

19 Données EID, 25 % des vents restants correspondent à une bascule vers du Mistral (Nord-Est) en fin de tempête.

Toutefois, la résilience du lido est également liée à sa topographie et à son couvert végétal. La topographie est notamment caractérisée par l'altitude (en mètres NGF) du lido incluant notamment le cordon dunaire. Un cordon dunaire haut sera moins susceptible d'être érodé directement par les vagues et résistera plus longtemps. Les points bas du lido (altitude inférieure à 1 mètre) résistent peu au déferlement de la houle lors d'une tempête reçoivent un point. Les zones dont l'altitude est comprise entre 1 et 2 mètres résistent à des tempêtes plus importantes et obtiennent deux points. Enfin, les zones d'altitude supérieure à 2 mètres reçoivent trois points.

Le couvert végétal au niveau du lido entre également en jeu dans la résistance à l'érosion. Le sable lorsqu'il est fixé par une végétation dense et sur une large surface sera plus difficile à déplacer et résistera donc mieux au forçage des vagues. La présence d'un couvert végétal dense renforçant la résistance est associée à un point supplémentaire dans la constitution de l'indice²⁰.

La somme de ces trois sous-indicateurs (altitude, largeur du lido, végétalisation) résumés dans le Tableau 8 permet de définir un indice de résistance à l'érosion allant de 1 (lido ayant une altitude inférieure à 1 mètre de faible largeur et non végétalisé) à 5 (lido ayant une altitude supérieure à 2 mètres, une largeur importante et un couvert végétal).

Sous-indicateurs de protection contre l'érosion	Critères de résistance	Points
Largeur du lido	Largeur inférieure à 100 m	0
	Largeur supérieure à 100 m	1
Altitude du lido (m NGF)	Faible résistance, lido inférieur à 1 m	1
	Résistance moyenne, lido de 1 à 2 m	2
	Forte résistante, lido supérieur à 2m	3
Couvert végétal	Absence de couvert végétal	0
	Présence de couvert végétal	1

Tableau 8 : Critères d'estimation de l'indice de protection par rapport à l'érosion.

Sous-service de protection contre la montée des eaux

Lors de la tempête, l'élévation du niveau d'eau marin entraîne un risque de submersion des parties basses de la zone côtière. Ainsi, même sans être érodé par les vagues, le lido peut localement être submergé si son altitude est inférieure au niveau maximum atteint durant la tempête. Il en va de même pour les autres éléments de l'écosystème (bordure des étangs, zones humides périphériques). Certains points bas de l'écosystème tels que des dépressions, des zones qui ne sont pas en eau de façon permanente, constituent également une capacité de rétention des eaux face à leur montée.

Le paramètre clé de forçage est le niveau d'eau maximum atteint lors d'une tempête. La fourchette d'estimation de l'indice est limitée par une cote d'eau maximale pouvant être atteinte lors d'une situation de submersion importante. Un scénario présenté dans l'étude hydraulique du SYBLE (EGIS eau, 2012) simule la combinaison d'une tempête côtière avec un temps de retour du niveau marin de 100 ans et une crue du bassin versant ayant également un temps de retour de 100 ans. Le niveau d'eau maximal sur la zone des étangs de Vic et Pierre-Blanche atteint la côte de 1,53 m NGF. La zone inférieure à cette côte est délimitée au sein du modèle numérique de terrain (MNT) pour estimer l'indice de protection contre la montée des eaux. L'ensemble de cette zone pouvant être mise à contribution lors de la montée des eaux est affectée d'un point d'indice. Les étangs qui sont toujours en eau (Vic, Pierre-Blanche et Gâchon) et qui présentent une capacité de stockage d'eau importante sur toute leur surface en cas de montée des eaux, sont affectés d'un indice maximal avec deux points supplémentaires. Les zones humides et plans d'eau non permanents qui constituent une capacité de rétention lors de la montée des eaux obtiennent un point supplémentaire pour leur capacité de rétention. Les zones inondées en dehors des zones humides peuvent également subir la montée des eaux sans présenter une capacité de rétention des eaux particulière. L'ensemble des critères d'estimation de protection face à la montée des eaux est résumé dans le Tableau 9.

²⁰ On ne tient pas compte de la granulométrie du sable, puisqu'elle demeure globalement identique sur l'ensemble de la partie émergée de la plage avec un d_{50} de 0,35 mm.

Sous-indicateurs de protection face à la montée des eaux	Critères de résistance	Points
Topographie	Supérieure à 1,53 m NGF (pas de submersion)	0
	Inférieure à 1,53 m NGF	1
Capacité de rétention des eaux	Terres hors zones humides	0
	Zones humides et plans d'eau non permanents	1
	Étangs permanents	2

Tableau 9 : Critères d'estimation de l'indice de protection face à la montée des eaux.

Sous-service de protection contre l'inondation des terres

Un dernier élément du service de protection face aux tempêtes est la capacité de résistance des terres face à l'inondation. La taille des surfaces inondées et la durée de leur submersion sont des paramètres clés. La topographie va permettre de définir l'étendue des zones inondées. Ces zones inondées seront ensuite classées en fonction de leur capacité de protection en cas d'inondation par submersion marine. Pour cela, la perméabilité des sols, la densité du couvert végétal et la résistance de l'occupation du sol face à la salinité seront utilisées comme indicateurs afin d'élaborer trois classes.

La perméabilité du sol est estimée en fonction de sa nature géologique (calcaire, argileux, limoneux, sableux) permettant ou non l'infiltration des eaux et donc une absorption d'une partie de l'eau apportée par la tempête. Les sols sableux, limoneux et calcaires permettant une infiltration obtiennent un point. Les sols argileux, naturellement imperméables, ainsi que les sols imperméabilisés artificiellement (routes, parkings, constructions...) sont affectés d'un indice global nul.

Les surfaces présentant également un couvert végétal dense (présentant sur une vue aérienne une surface végétalisée uniforme sans distinction des pieds isolés) freinent la progression des eaux et favorisent l'infiltration par son système racinaire, elles reçoivent un point supplémentaire.

Enfin, la capacité du sol à supporter les eaux salines permet l'obtention d'un point de résistance supplémentaire. Ainsi, les prés salés, anciens salins et sansouires des zones humides périphériques voient leur contribution au service de protection côtière valorisée par un point supplémentaire par rapport à des zones agricoles plus sensibles telles que les vignes et autres cultures.

Les critères d'attribution de l'indice de protection face à l'inondation des terres sont résumés dans le Tableau 10.

Sous-indicateurs de protection face à l'inondation des terres	Critères de résistance	Points
Perméabilité du sol	Sols argileux et sols imperméabilisés (pas d'infiltration)	0
	Sols sableux, limoneux et calcaires	1
Résistance à la salinité	Terrains sensibles à la salinité	0
	Prés salés, marais, sansouires	1
Couvert végétal	Absence ou faible densité	0
	Forte densité	1

Tableau 10 : Critères d'estimation de l'indice de protection face à l'inondation des terres.

b/ Résultats

Sous-service de protection contre l'érosion

L'indice évaluant le sous-service de protection contre l'érosion contribuant au service de protection contre les tempêtes côtières est construit autour de trois indicateurs caractérisant la résistance du lido à l'érosion par le « run-up », les courants associés et la submersion marine au cours d'un événement de tempête. L'altitude du lido, sa largeur (entre la mer et la lagune) et la présence ou non d'un couvert végétal sont prises en compte. Les cartographies suivantes (Figures 21 et 22) présentent les résultats de cet indice classé de 1 (résistance très faible) à 5 (résistance très élevée).

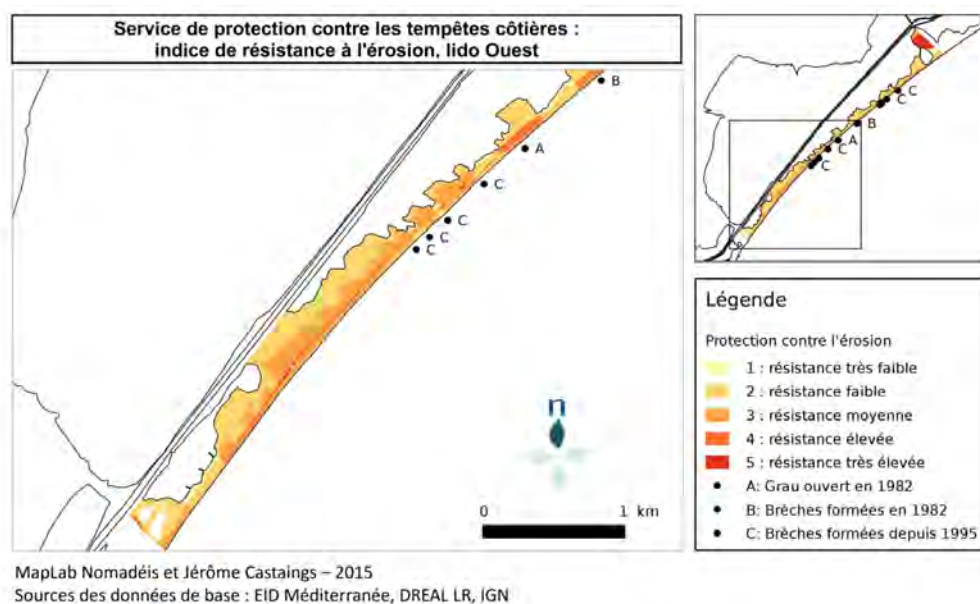


Figure 21 : Cartographie de l'indice de résistance à l'érosion du lido Ouest de Pierre-Blanche.

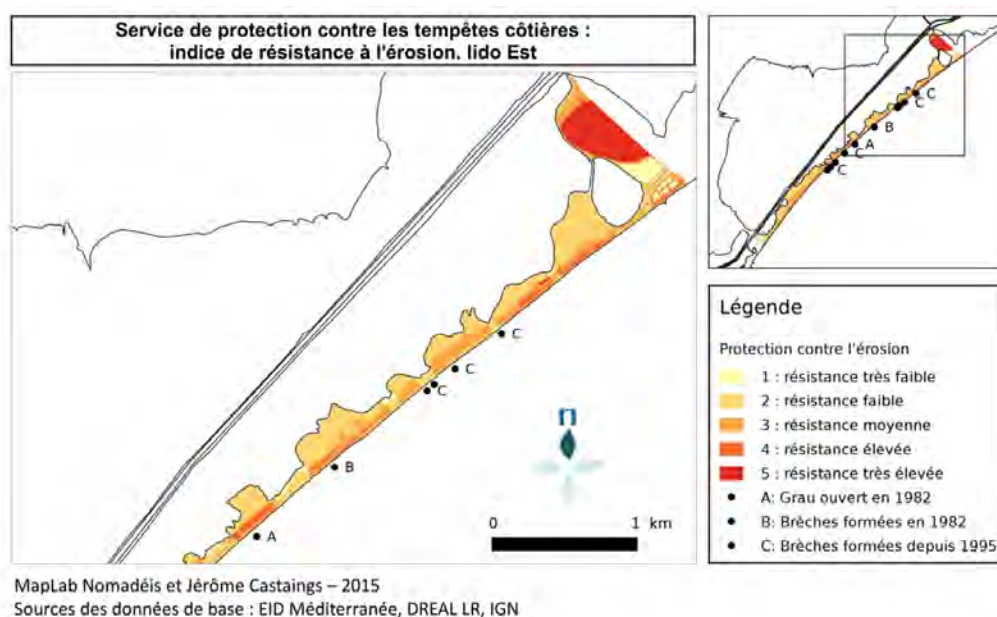


Figure 22 : Cartographie de l'indice de résistance à l'érosion du lido Est de Pierre-Blanche.

Des zones plus ou moins résistantes apparaissent tout le long du lido. Avec une moyenne de 2,5 sur l'ensemble de la surface du lido, celui-ci présente une résistance globale plutôt moyenne à faible dans le cadre de cet indice. Les cordons dunaires apparaissent clairement le long du lido avec une alternance de zones où ils constituent une barrière conséquente (indices 4 et 5) et d'autres où l'indice de résistance à l'érosion du lido est plus faible voire totalement absent. Au niveau des points A et B des brèches importantes dans le lido ont été formées durant la tempête cinquantennale du 6 au 8 novembre 1982. Au niveau du point A, un grau est resté ouvert plusieurs mois après la tempête, formant un large dépôt de sable. Une digue recouverte de sable et revégétalisée a été reconstituée lors de travaux en 1989-1990 créant ainsi aujourd'hui une zone résistante aux tempêtes. De même, au niveau du point B, une autre digue a été reconstituée en 1993. L'ensemble des points notés C localisent des brèches s'ouvrant régulièrement lors de tempêtes côtières depuis 1995. Ces brèches constituent des points de fragilité du lido, sous l'effet de l'érosion et du haut niveau marin lors d'une tempête, elles peuvent parfois évoluer jusqu'à former un grau temporaire. Sur ces zones, l'indice de protection moyen est de 2,1 ce qui correspond à une résistance faible du lido.

Sous-service de protection contre la montée des eaux

L'indice évaluant le sous-service de protection contre la montée des eaux lors des tempêtes côtières se fonde sur la capacité de rétention des eaux des éléments constitutifs du service. La cartographie suivante (Figure 23) présente les résultats de cet indice classé de 1 (zones inondables) à 3 (plans d'eau permanents).

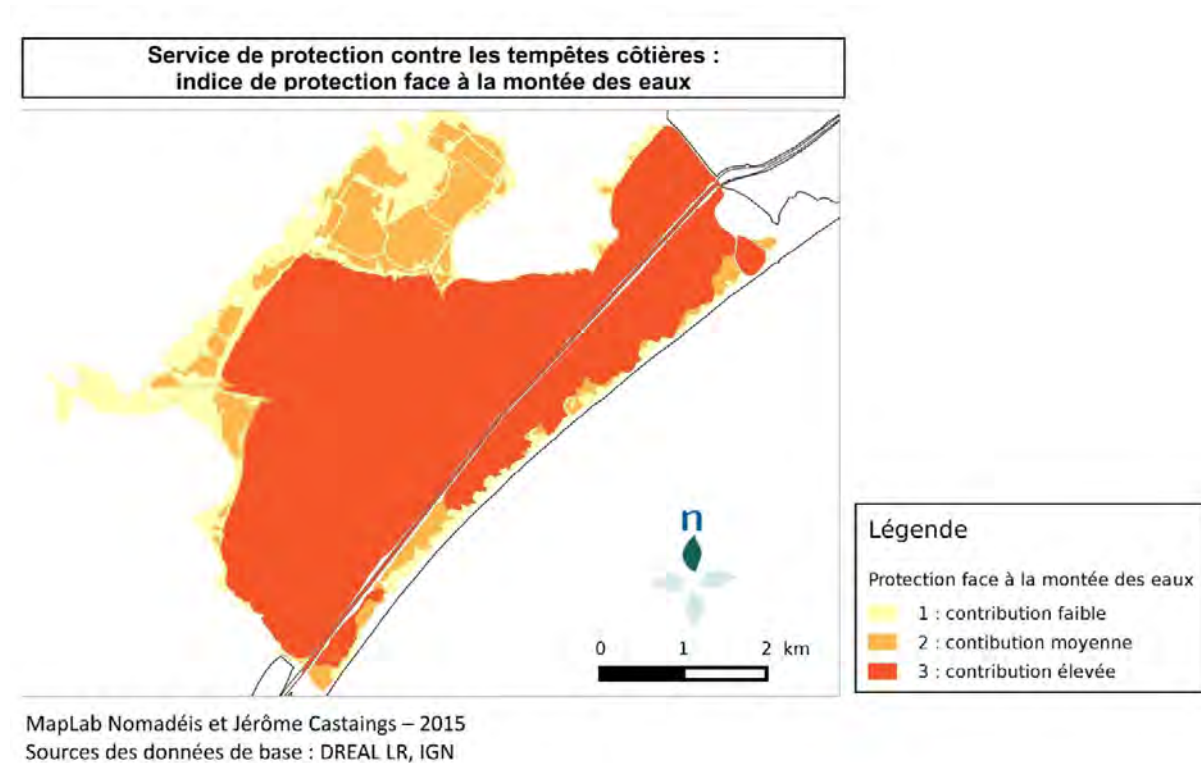


Figure 23 : Cartographie de l'indice de protection face à la montée des eaux.

Les plans d'eau permanents sont les principaux éléments contributeurs face à la montée des eaux en cas de tempête côtière. Leur large surface permet une rétention conséquente d'eau durant l'événement d'environ 164 000 m³ par centimètre d'eau au-dessus de la côte 0 m NGF. Les plans d'eau temporaires et salins présentant une submersion récurrente représentent une capacité de rétention d'eau supplémentaire d'environ 32 000 m³ par centimètre. Le reste des terres submersibles constitue une contribution plus faible face à la montée des eaux. Dans le cas de leur extension maximale (montée des eaux jusqu'à la côte 1,53 m NGF) leur capacité de stockage est de 39 000 m³ par centimètre d'eau au-dessus de la côte 0 m NGF.

Sous-service de protection contre l'inondation des terres

L'indice évaluant le sous-service de protection contre l'inondation des terres contribuant au service de protection contre les tempêtes côtières est construit autour de trois indicateurs caractérisant la capacité des surfaces submergées à absorber les eaux et à résister à la salinité. La perméabilité du sol, la résistance à la salinité et la présence d'un couvert végétal dense sont prises en compte. La cartographie suivante (Figure 24) présente les résultats de cet indice classé de 1 (résistance faible) à 3 (résistance élevée).

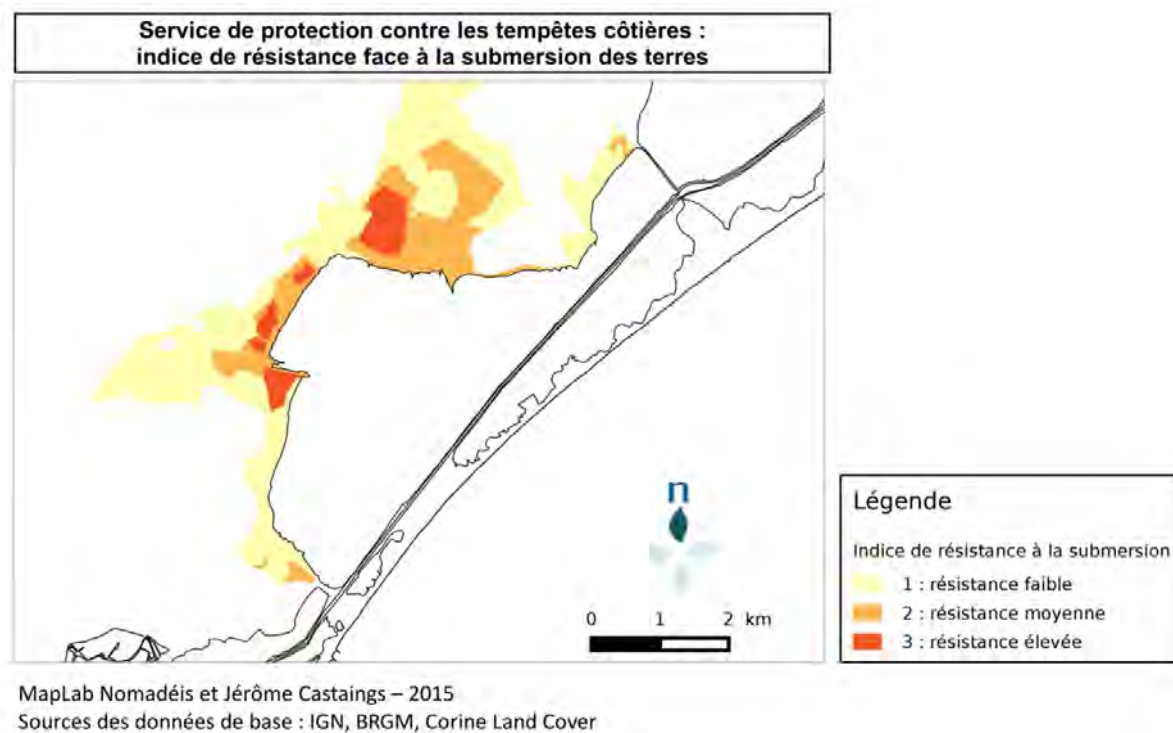


Figure 24 : Cartographie de l'indice de résistance à l'inondation des terres.

Le pourtour de l'étang de Vic est principalement constitué de sédiments limoneux récents et de calcaires jurassiques permettant une infiltration des eaux lors de submersions. Les zones imperméables sont limitées à quelques zones argileuses de faible surface ainsi qu'aux zones artificiellement imperméabilisées (parkings, zones urbaines). La présence des zones humides, des anciens salins et de pâturages sur la berge nord de l'étang de Vic confère une résistance moyenne à élevée en cas de submersion par une tempête côtière. Les berges ouest et nord-est sont moins résistantes notamment en raison de terres agricoles et viticoles sensibles à la salinité et moins densément végétalisées. Cette estimation de l'indice de protection est réalisée à une échelle globale sur la base de l'occupation du sol Corine Land Cover (1/100 000 ; données de 2006). Au sein de l'ensemble des zones cartographiées il est possible de trouver ponctuellement un enjeu qui serait impacté en cas de submersion, par exemple une habitation isolée.

Les indices de protection ont permis d'évaluer la protection fournie par chacun des éléments constitutifs du service de protection contre les tempêtes côtières. Il est maintenant nécessaire de quantifier la contribution fournie par l'ensemble du service écologique faisant intervenir conjointement les trois sous-services.

4.2.3 Quantification de la protection globale sur le site

a/ Cas d'une tempête fréquente

Le scénario étudié ici concerne une tempête côtière d'occurrence relativement fréquente avec un temps de retour de 2 ans associé à un temps de retour des apports des cours d'eau de 2 ans. Le scénario est étudié d'une part dans l'état actuel de l'écosystème (scénario A) et d'autre part en considérant que le service de protection contre les tempêtes rendu par l'écosystème n'est pas effectif (scénario A'). Les surfaces submergées et les volumes d'eau

mis en jeu dans ces scénarios ont été calculés. Notons que le volume d'eau total a été calculé au-dessus du niveau de base des étangs, c'est à dire au-delà du volume permanent en eau. Les cartographies (Figures 25 et 26) et le Tableau 11 ci-dessous résument les résultats obtenus.

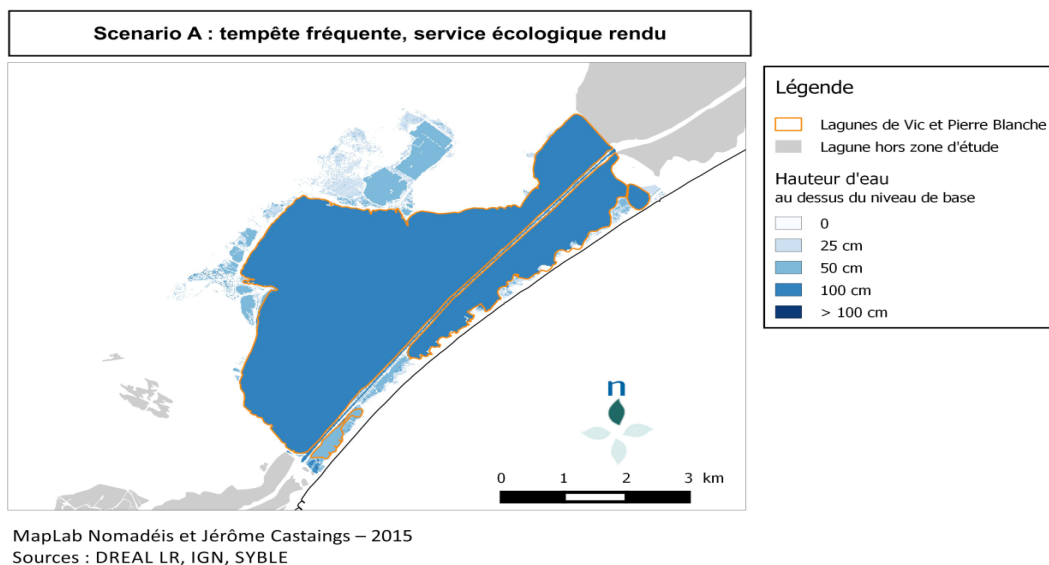


Figure 25 : Cartographie des zones inondées dans le scenario A : temps de retour de la tempête côtière de 2 ans et service écologique de protection effectif.

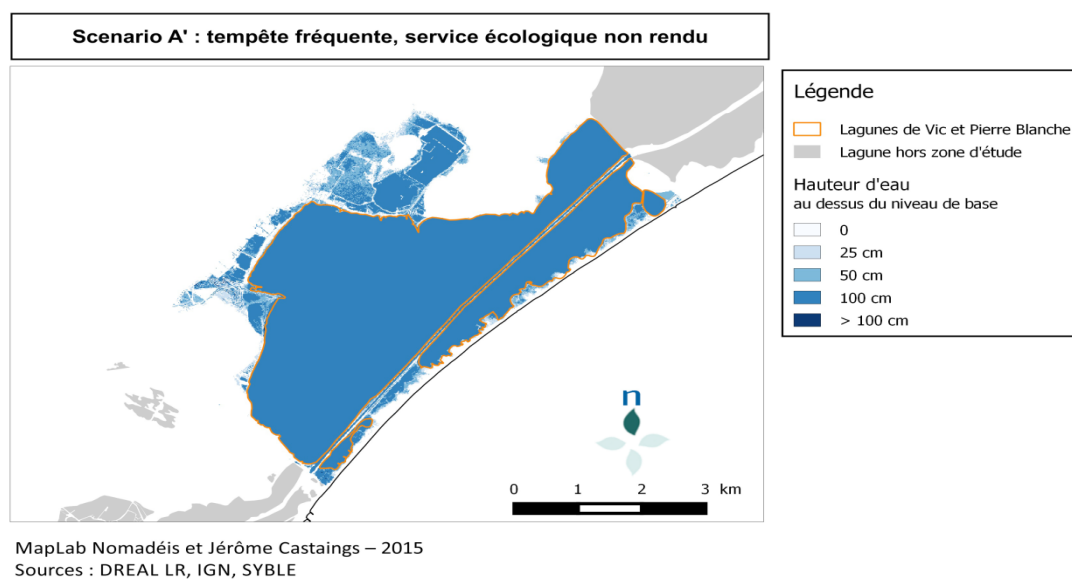


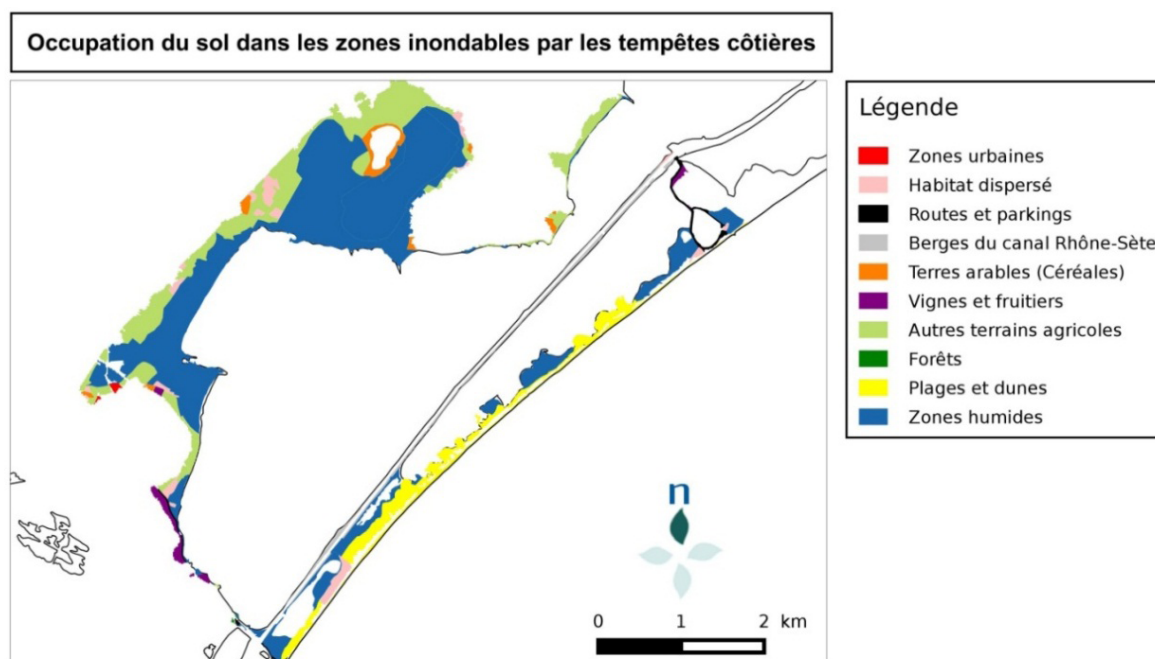
Figure 26 : Cartographie des zones inondées dans le scenario A' : temps de retour de la tempête côtière de 2 ans et service écologique de protection non effectif.

Scénario	Hauteur d'eau moyenne (cm)	Volume d'eau (Mm ³)		Surface inondée (ha)	Durée de submersion
		Total	Sur les terres		
A : service écologique rendu	52	10,2	1,0	311	1 heure après la tempête
A' : service écologique non rendu	74	15,6	2,4	475	1 heure après la tempête
Différence	22	5,4	1,4	164	-

Tableau 11 : Estimation du service de protection dans le cas d'une tempête côtière fréquente.

Nous pouvons constater que l'essentiel du volume d'eau apporté par la tempête de récurrence fréquente est absorbé à 90 % par les étangs dans le cas où le service écologique est rendu, et à 85 % dans le cas où ce dernier n'est pas rendu. La surface inondée est alors multipliée par 1,5 tandis que le volume d'eau inondant les terres est lui plus que doublé passant de 1 à 2,4 Mm³. La hauteur d'eau moyenne sur les terrains inondés augmente de 22 centimètres lorsque le service de protection offert par l'écosystème ne joue pas son rôle. Cependant, les zones inondées dans ces deux scénarios concernent principalement des secteurs à faibles enjeux (zones humides si l'on compare à la Figure 27).

Le détail des surfaces inondées par catégories d'occupation des sols est synthétisé dans le Tableau 12. Lorsque le service écologique n'est pas effectif (scénario A'), il y a une augmentation générale des surfaces affectées ainsi que l'apparition de nouvelles catégories d'usages du sol impactées (terres arables, vignes et forêts) pour des étendues qui restent cependant modérées (moins d'un hectare). Cette répartition constitue une base pour l'évaluation économique du service écologique de protection contre les tempêtes côtières.



MapLab Nomadéis et Jérôme Castaings – 2016

Sources : Corine Land Cover modifié à partir de photographies aériennes Google

Figure 27 : Cartographie de l'occupation du sol dans les zones potentiellement inondables par une tempête côtière.

Occupations des sols	Scénario A		Scenario A'	
	Surface inondée (ha)	Hauteur d'eau (cm)	Surface inondée (ha)	Hauteur d'eau (cm)
Zones urbaines	0	-	0	-
Habitat dispersé	0,4	11	8	15
Routes et parkings	0,1	8	3	20
Berges du canal	4	25	9	25
Terres arables	0	-	0,4	8
Vignes et fruitiers	0	-	0,5	7
Autres agricoles	21	8	61	15
Forêts	0	-	0,1	3
Plages et dunes	12	12	25	15
Zones humides	284	16	377	35

Tableau 12 : Répartition des surfaces submergées par une tempête fréquente en fonction de l'occupation des sols.

b/ Cas d'une tempête centennale

Le scénario étudié ici concerne une tempête exceptionnelle avec un temps de retour de 100 ans associé à des apports de cours d'eau faibles de temps de retour 2 ans. Le scénario est étudié d'une part dans les conditions réelles de l'écosystème avec un service écologique rendu (scénario B) et d'autre part avec un service écologique non effectif (scénario B'). Les surfaces submergées et les volumes d'eau mis en jeu dans ces scénarios ont été calculés. Tout comme dans le scénario précédent, le volume d'eau total a été calculé au-dessus du niveau de base des étangs. Les cartographies (Figures 28 et 29) et le Tableau 13 ci-dessous résument les résultats obtenus.

Scénario	Hauteur d'eau moyenne (cm)	Volume d'eau (Mm³)		Surface inondée (ha)	Durée de submersion
		Total	Sur les terres		
B : service écologique rendu	79	16,4	1,9	430	3 heures après la tempête
B' : service écologique non rendu	132	31,5	6,7	732	3 heures après la tempête
Différence	53	15,1	4,8	302	-

Tableau 13 : Estimation du service de protection dans le cas d'une tempête exceptionnelle.

Nous pouvons constater que l'essentiel (88 %) du volume d'eau apporté par la tempête de récurrence exceptionnelle est absorbé par les étangs dans le cas où le service de protection côtière est effectif ; cette valeur n'atteint plus que 79 % dans le cas où ce dernier est inactif. Lorsque le service écologique n'est pas rendu, la surface inondée est multipliée par 1,7, ce qui est un rapport du même ordre que dans le cas de la tempête fréquente, et le volume d'eau inondant les terres triple, passant de 1,9 à 6,7 Mm³. De même, la hauteur d'eau moyenne sur les terrains inondés augmente de 53 centimètres lorsque le service de protection offert par l'écosystème ne joue pas son rôle.

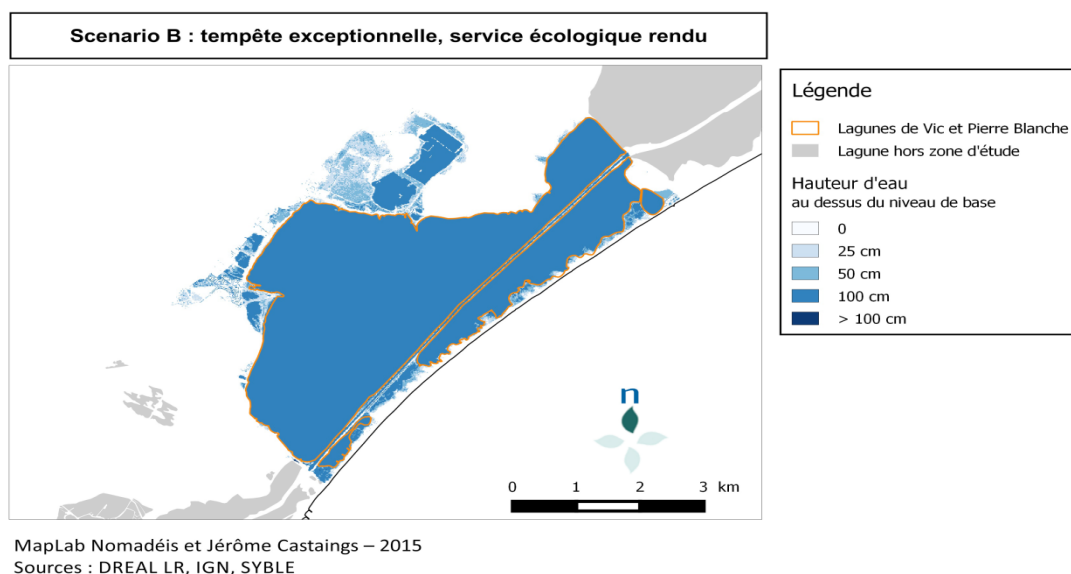


Figure 28 : Cartographie des zones inondées dans le scénario B : temps de retour de la tempête de 100 ans et service écologique de protection effectif.

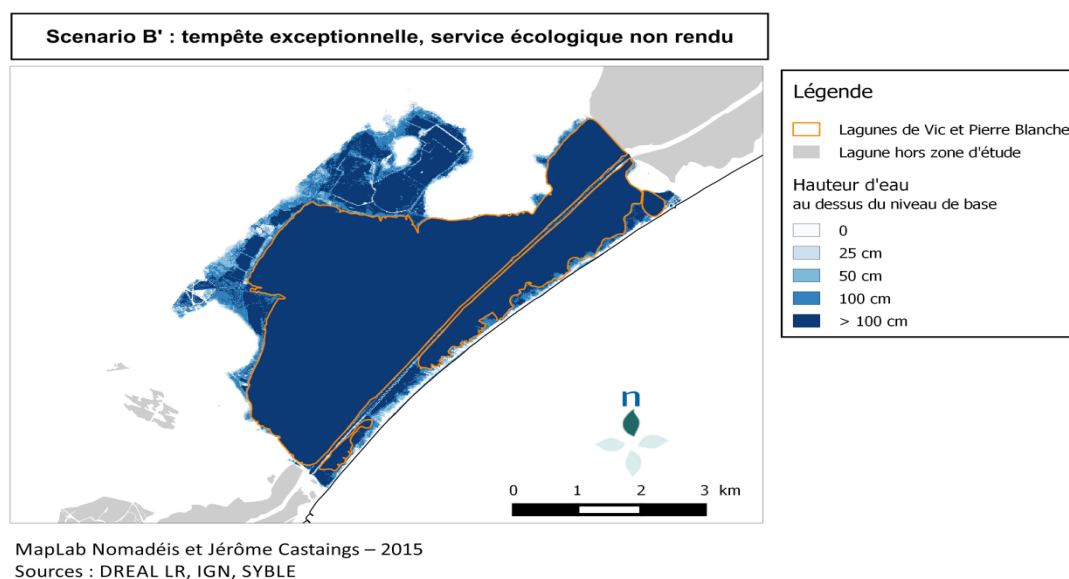


Figure 29 : Cartographie des zones inondées dans le scénario B' : tempête de temps de retour 100 ans et service écologique de protection non effectif.

La comparaison des cartes pour les scénarios B et B' montrent clairement l'extension des zones impactées en l'absence de protection de l'écosystème contre les tempêtes côtières. Lorsque le service écologique de protection n'est pas rendu, la quasi-totalité du lido et du pourtour des étangs est submergée. Ces impacts seront évalués plus concrètement dans le cadre de l'étude économique du service de protection côtière.

Le détail des surfaces inondées par catégorie d'occupation des sols est synthétisé dans le Tableau 14. Lorsque le service écologique n'est pas effectif (scénario B'), on observe une augmentation générale des surfaces affectées. Les zones à forts enjeux (zones habitées, terres arables, fruitiers) sont plus largement touchées ; ce scénario impacte même près d'un hectare en zone urbaine jusqu'alors épargnée dans les autres scénarios. L'évaluation économique permettra sur cette base de préciser l'intérêt du service écologique de protection contre les tempêtes côtières.

Occupations des sols	Scénario B		Scénario B'	
	Surface inondée (ha)	Hauteur d'eau (cm)	Surface inondée (ha)	Hauteur d'eau (cm)
Zones urbaines	0	-	0,9	20
Habitat dispersé	3	21	25	49
Routes et parkings	3	22	5	42
Berges du canal	12	29	19	70
Terres arables	0,6	11	15	31
Vignes et fruitiers	0,5	13	10	31
Autres agricoles	40	17	156	53
Forêts	0,2	14	0,3	35
Plages et dunes	29	15	65	43
Zones humides	360	32	425	92

Tableau 14 : Répartition des surfaces submergées par une tempête exceptionnelle en fonction de l'occupation des sols.

4.2.4. Conclusion de l'évaluation biophysique

Le service de protection contre les tempêtes côtières est fourni par l'écosystème de l'étang de Vic en termes de protection contre l'érosion, de protection face à la montée des eaux et de résistance à l'inondation des terres. Le lido, et plus particulièrement son cordon dunaire, constitue une barrière importante en cas de tempête côtière en limitant les entrées directes d'eaux marines jusqu'à un certain seuil. Les étangs constituent une capacité de stockage importante pour faire face à la montée des eaux et limiter son expansion vers les terres. Les zones humides périphériques offrent une capacité de rétention supplémentaire lors de la montée des eaux. Leur résistance à la salinité et leur végétalisation permettent également de limiter les impacts d'une submersion des terres.

La méthodologie utilisée pour quantifier le service de protection apportée par l'étang de Vic lors des scénarios de tempêtes a permis d'établir que ce service réduit globalement de 30 à 40 % la surface des terres inondées et réduit les hauteurs d'eau des zones submergées. Les volumes d'eau entrant dans les terres sont ainsi divisés par environ 3,5 lors d'une tempête centennale et par 2,4 pour une tempête fréquente avec un temps de retour de deux ans. Par ailleurs, l'analyse des résultats fait ressortir un point notable. Les résultats du scénario A' et ceux du scénario B sont en effet d'un ordre de grandeur similaire en terme de surface inondée (475 et 430 ha) et de volumes d'eau (2,4 et 1,9 Mm³). **On peut donc supposer qu'en termes d'impacts pour le bassin de l'étang de Vic, une tempête côtière de récurrence 2 ans en l'absence du service écologique de protection reviendrait à avoir une tempête côtière de récurrence centennale (les débits des cours d'eau restant identiques).**

Rappelons toutefois que compte tenu de la méthodologie employée et de la précision des données de base, ces résultats constituent une estimation fiable du service de protection côtière mais dont la précision reste toutefois limitée.

En particulier, la méthodologie basée sur un traitement SIG (Système d'Information Géographique) est plus simple et plus rapide à mettre en œuvre que la construction d'un modèle hydraulique mais ne permet pas d'atteindre la même qualité de résultats.

Tout d'abord, elle ne permet pas de prendre en compte les interactions entre la zone d'étude (étangs de Vic et Pierre-Blanche) et les autres étangs du complexe palavasien qui sont en communication via des passes et le canal du Rhône à Sète. Ces interactions sont tout de même partiellement considérées dans les scénarios A et B (mais pas A' et B') pour lesquels les niveaux d'eau sont issus des résultats de modélisation hydraulique qui englobent l'ensemble du complexe lagunaire.

Ensuite, le niveau maximal en mer considéré dans les hypothèses A' et B' comme niveau d'inondation global est vraisemblablement surestimé par rapport à ce que donnerait une modélisation dans les mêmes conditions (cordon littoral entièrement ouvert et zones périphériques inactives). L'ordre de grandeur de l'estimation du service écologique est donc valable ; sa précision pourra cependant être améliorée lors d'études ultérieures.

Enfin, l'absence de dynamique temporelle dans cette méthode d'estimation ne permet pas d'estimer les durées d'inondation, ni d'évaluer l'effet de tempêtes répétées. Or, certains impacts liés à une tempête côtière sont liés à la durée de submersion (par exemple le temps durant lequel une route inondée n'est pas praticable) ou à la fréquence des événements. En vue de l'évaluation économique du service de protection côtière, l'absence du facteur temps constitue donc une limite de la quantification préalablement estimée. Néanmoins, une monétarisation du service écologique reste possible en se basant sur les durées d'inondation observées dans les modélisations qui sont à la base des scénarios retenus²¹.

4.3. ÉVALUATION ÉCONOMIQUE DU SERVICE DE PROTECTION CÔTIÈRE

4.3.1. Méthode par les coûts évités

Barbier *et al.* (2011b) soulignent l'absence d'évaluation économique du service de protection côtière rendu par un cordon dunaire dans la littérature. Pour d'autres types de milieux, aucune étude précise n'a été publiée à notre connaissance, bien que les rares estimations disponibles indiquent que la valeur économique de ce service peut être très importante, particulièrement dans les zones exposées à des événements extrêmes²².

Deux types de méthode sont généralement envisagées pour mener l'évaluation économique : les méthodes par préférences déclarées (évaluation contingente), ou révélées (par coût de remplacement et par coûts évités).

L'approche par les préférences déclarées (évaluation contingente etc.) nécessite de conduire un nombre important d'entretiens pour obtenir une estimation robuste du consentement de la population à payer pour conserver ou aboutir à une situation donnée (conservation ou optimisation d'un ou plusieurs service(s)). Les contraintes de temps et de moyens liées à la présente étude ne permettant pas de mener cette approche dans des conditions satisfaisantes, elle n'a donc pas été retenue.

Les principales alternatives à la méthode des préférences déclarées sont donc celles des coûts évités et des coûts de remplacement. Dans le cas de l'étang de Vic, et particulièrement du rôle de protection joué par son lido, la mise en œuvre de l'approche des coûts de remplacement présente deux difficultés :

- une caractéristique essentielle du lido de l'étang de Vic est sa morphologie changeante dans le temps, à la fois à l'occasion d'événements ponctuels (tempêtes par exemple) et dans le cadre d'une dynamique de long terme (érosion, sédimentation etc.). Aucune infrastructure artificielle de protection côtière n'aurait cette dimension évolutive ; Ainsi, l'exercice de l'évaluation par les coûts de remplacement serait quelque peu artificiel car les deux dispositifs ne seraient pas strictement équivalents ;
- la construction d'une infrastructure de remplacement ne fournirait pas forcément les autres services écosystémiques associés au lido (contrôle de la salinité, aménités environnementales).

L'approche par les coûts évités nous a donc paru la plus adaptée, malgré un nombre limité de références disponibles dans la littérature. En effet, les travaux d'évaluation par les coûts évités existants concernent principalement des services de protection côtière rendus par des mangroves, des herbiers ou des récifs coralliens. Cependant, les méthodes employées ont souvent une portée limitée car elles reposent sur le transfert de coûts observés sur d'autres sites (Chong, 2005).

Deux études de la valeur économique du service de protection côtière rendu par une zone humide méritent cependant d'être citées, car représentatives des approches par coûts évités déjà utilisées :

- **Costanza *et al.*, 1989** : à partir de données historiques sur les dommages engendrés par différents épisodes de tempête en Louisiane (fournies par l'armée américaine), une relation multilinéaire entre la valeur des dégâts et la distance séparant le comté de la côte (et donc du cœur de la tempête) est établie. Le modèle permet d'interpréter l'effet marginal d'un kilomètre de distance en moins entre le comté et la côte comme

21. Références pour l'évaluation biophysique du service de protection côtière de l'étang de Vic : EGIS eau, 2012 ; Durand *et al.*, 2006 ; Bouchette *et al.*, 2003 ; Donnelly *et al.*, 2006 ; Heurtefeux *et al.*, 2006 ; Lanzellotti, 2004 ; Valantin, 2003 ; Dezileau *et al.*, 2014 ; Castaings *et al.*, 2011.

22. Par exemple, Liu *et al.* (2005) rapportent le cas au Sri Lanka d'un complexe hôtelier totalement détruit lors du typhon de 2004, entraînant 150 morts et des dommages matériels très conséquents, après qu'une dune protectrice ait été supprimée pour améliorer le potentiel esthétique de la zone (vue dégagée sur la mer).

la valeur du service de protection rendu par un kilomètre de zone humide. Costanza *et al.*, 2008 reprennent une méthodologie similaire, appliquée à l'échelle des États-Unis²³.

Limites de la méthode dans le cas de l'étang de Vic : cette approche utilise des données historiques sur les dommages liées aux tempêtes passées, or la zone de l'étang de Vic étant peu occupée par des activités humaines, ces chiffres sont peu éclairants. De plus, la technique d'estimation employée (régression statistique par les moindres carrés) est adaptée aux conditions du site étudié et requiert des données présentant suffisamment de variance pour produire des résultats robustes. Cette variance ne peut être obtenue que par des dégâts occasionnés par des événements extrêmes (cyclones, ouragans), peu fréquents en Méditerranée.

- **Cooper *et al.*, 2009** : cette étude plus récente analyse les coûts évités grâce à la protection côtière par la mangrove et les récifs coralliens au Belize. Des modèles permettant de simuler les niveaux d'eau atteignant les différentes zones en cas de tempête²⁴ sont estimés. Un coefficient de protection de la côte est affecté à la mangrove et aux récifs (part de la préservation de la côte attribuable à la présence de la mangrove et des récifs), puis la valeur moyenne des propriétés situées en zone vulnérable est multipliée par ce coefficient. Le résultat est pondéré par la probabilité annuelle d'occurrence de la tempête simulée pour obtenir une évaluation économique du service rendu.

Limites de la méthode dans le cas de l'étang de Vic : les auteurs supposent que la valeur des propriétés est nulle en cas de submersion, ce qui est une hypothèse très simplificatrice. De plus, seuls les dégâts immobiliers sont intégrés : il n'y a pas de prise en compte du manque à gagner lié aux activités économiques perturbées. L'approche purement immobilière peut cependant être justifiée par l'échelle de l'étude (le pays entier, soit 696 km² de zone « vulnérable »), mais ne fournirait pas un niveau de détails satisfaisant à l'échelle de l'étang de Vic, d'autant que la gestion du site par le Conservatoire du littoral a strictement limité l'urbanisation de la zone.

4.3.2. Approche des coûts évités par fonction des dommages anticipés

La méthode par les coûts évités retenue consiste en une approche originale par estimation d'une fonction des dommages anticipés ou « Expected Damage Function » (EDF), adaptée au contexte de l'étang de Vic (dans la perspective des travaux de Barbier, 2007). Dans notre cas d'étude, il s'avère cependant difficile d'estimer formellement la probabilité qu'une tempête ait un impact économique sur la base de données historiques²⁵, comme le fait Barbier. Compte tenu des hauteurs d'eau simulées dans les différents scénarios et pour différentes zones (A, A', B, B'), l'approche adoptée prévoit de poser des hypothèses préalables sur les dommages²⁶ respectifs par poste de dommages, et d'évaluer les coûts correspondants.

Le cadre théorique de notre estimation par les coûts évités est adapté de Barbier (2007), et s'appuie sur des mécanismes classiques de microéconomie.

L'hypothèse standard suivante est nécessaire pour la modélisation microéconomique : les individus sont supposés avoir des préférences suffisamment proches pour être assimilables dans leur ensemble à celles d'un seul agent représentatif.

Soit Z le nombre de tempêtes risquant d'endommager la côte et S un indice de présence de la zone naturelle déterminant sa capacité à assurer le service écologique de protection de la côte (par exemple, la hauteur du lido).

Z suit une loi de probabilité qui dépend de S , de sorte que

$$\frac{\partial p(Z|S)}{\partial S} < 0 \text{ et } \frac{\partial^2 p(Z|S)}{\partial^2 S} > 0.$$

La convexité de la probabilité exprime le fait que les dommages décroissent de moins en moins vite avec l'amélioration de l'indice de présence du service écologique.

²³ Valeurs trouvées : de 250 à 51 000 \$.ha-1.an-1, avec une moyenne à 8 240 \$.ha-1.an-1.

²⁴ Tempête de probabilité d'occurrence annuelle 1/25.

²⁵ Régression log-linéaire pour estimer les paramètres d'une loi de Poisson dans le cas de la mangrove thaïlandaise étudiée par Barbier.

²⁶ Une typologie des dommages provoqués en cas de tempête est décrite dans le tableau 16.

Par conséquent, on a : $E(Z|S) = \int_{Z(\Omega)} Z \cdot p(Z|S) dZ|S$.

- Soit $D: E(Z|S) \mapsto D(E(Z|S))$ une fonction de dommages positive croissante qui, à une espérance conditionnelle de tempête, associe les dégâts occasionnés.
- On a donc : $\frac{\partial D(E(Z|S))}{\partial S} < 0$. Les dommages espérés décroissent en fonction de l'intensité du service de protection côtière rendu.
- Soit DMP la disposition marginale à payer de l'agent représentatif pour une amélioration du service de protection côtière. Par définition, on a : $DMP(S) = - \frac{\partial D(E(Z|S))}{\partial S} > 0$. La disposition marginale à payer pour une amélioration du service écologique est donc positive, et on peut montrer qu'il s'agit d'une fonction décroissante de S (à cause de la convexité de la probabilité conditionnelle $p(Z|S)$).
- Le but de l'analyse est d'estimer les coûts engendrés par le passage d'un scénario avec présence du service de protection côtière (A ou B) à un scénario sans la présence du service de protection côtière (A' ou B'). Il s'agit donc d'une variation non marginale de S .
- Soit $C(S, S')$ le surplus compensatoire associé au passage de S à S' . $C(S, S')$ désigne la somme que l'agent représentatif est prêt à payer pour éviter une catastrophe. Dans le cas où la zone humide est dégradée – par exemple le passage du scénario B au scénario B' décrits dans la partie évaluation biophysique - et ne rend plus qu'un service de protection partiel (on passe de S à S' , $S' < S$), on a : $C_B(S, S') = - \int_{S_B}^{S_{B'}} DMP(S) dS$.

Cette quantité correspond à la zone rouge dans le graphique suivant ; c'est précisément cette quantité que l'on cherche à estimer.

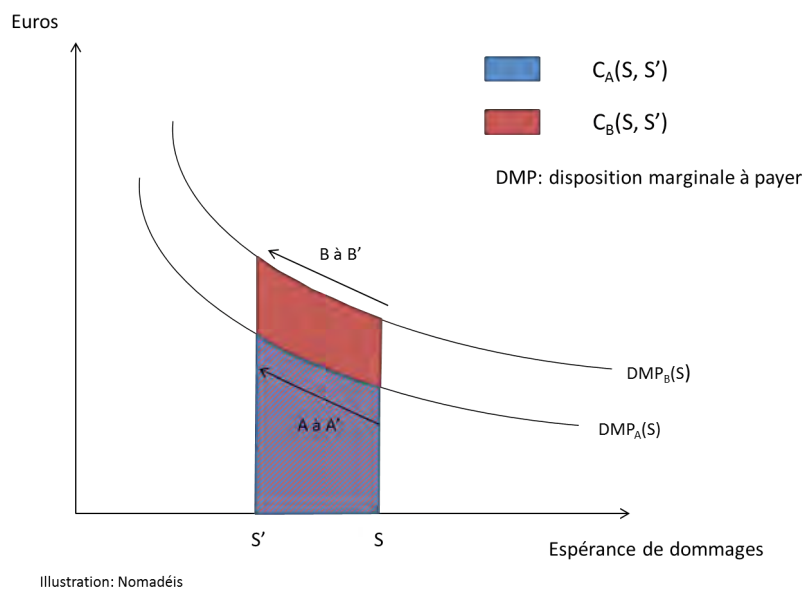


Figure 30 : Les aires bleue et rouge sous les courbes DMP_A et DMP_B représentent les surplus compensatoires associés aux passages des scénarios A à A' et B à B'. Ces quantités correspondent à ce que la société serait prête à payer pour éviter la perte du service écologique de protection côtière, pour chacune des deux intensités de tempête.

4.3.3. Estimation des coûts évités

Pour chaque poste de dommage identifié (canal, voie ferrée etc.), on cherche à estimer la valeur économique des dégâts engendrés dans chacun des quatre scénarios de tempête (A, A', B, B'). Pour cela, des hypothèses sont formulées sur la nature et l'ampleur des dommages. En fonction de ces hypothèses, le calcul des dégâts est effectué pour chaque scénario.

Le Tableau 16 résume les hypothèses et les coûts évités pour chacun des postes de dommage décrit. La colonne « différence » indique la différence chiffrée entre les valeurs monétaires des dégâts dans les scénarios avec et sans service écologique de protection côtière.

NB : le détail et l'explication des calculs sont présentés ci-après.

Estimation des dégâts et pertes d'exploitation liées à l'activité du canal du Rhône à Sète

Le canal du Rhône à Sète est géré par Voies Navigables de France (VNF). Les bateaux de plaisance et de fret doivent s'acquitter d'un droit de passage pour emprunter le canal, par l'achat d'une vignette dont le prix varie en fonction de la taille du bateau et de la fréquence de passage.

Les pertes d'exploitation engendrées par une interruption du trafic sur le canal se répartissent en plusieurs catégories, décrites dans le tableau suivant.

	Perte annuelle	Perte 1 jour (scénarios A' & B)	Perte 2 jours (scenario B')
Perte de chiffre d'affaires VNF plaisance	1200 bateaux par an^a - Prix de la vignette permettant l'accès au canal variable selon la taille du bateau et la fréquence de passage ⇒ Au total, chiffre d'affaires annuel estimé à 100 000€.	274 €	548 €
Perte de chiffre d'affaire VNF fret	450 bateaux par an^a - Prix de la vignette permettant l'accès au canal variable selon la taille du bateau et la fréquence de passage ⇒ Au total, chiffre d'affaires annuel estimé à 1 000 000€.	2 740 €	5 480 €
Perte de chiffre d'affaire location de bateaux de plaisance	840 bateaux de location empruntent le canal chaque année - Le prix moyen de location est de 200€ par jour ⇒ Au total, chiffre d'affaires annuel estimé à 168 000€	460 €	920 €
Perte de chiffre d'affaire transport de fret	Difficile à estimer	N/A	N/A

^a Données VNF année.

Tableau 15 : Coûts évités liés au canal du Rhône à Sète.

Au total, les dégâts occasionnés par une tempête dans les scénarios A' et B sont dans les deux cas estimés à 3 474 euros, alors qu'ils atteignent 6 948 euros dans le cas d'une tempête centennale sans protection côtière (scénario B').

Tableau 16 : Synthèse des coûts évités pour chacun des 4 scénarios de tempête (A, A', B et B') et valeur estimée du service de protection côtière rendu par la lagune côtière de Vic.

		Scénarios			
Poste de dommage		A	A'	B	B'
Canal	Hypothèses	- Pas de curage du canal nécessaire - Pas de dégradation de l'ouvrage, mais usure accélérée		- Pas de curage du canal nécessaire - Pas de dégradation de l'ouvrage, mais usure accélérée	
		Pas d'interruption de la fréquentation du canal	Pas de fréquentation pendant une journée	Pas de fréquentation pendant une journée	Pas de fréquentation pendant 2 jours
	Coût	Nul	Pertes d'exploitation plaisance + fret : 3 474€	Pertes d'exploitation plaisance + fret : 3 474€	Pertes d'exploitation plaisance + fret : 6 948 €
Différence de coût (A'-A) et (B'-B)		3 474 €		3 474 €	
Voie ferrée	Hypothèses	- Ouvrage remblayé pas endommagé (juste érosion accélérée du pied de talus) - Pas d'interruption d'exploitation - Pas d'interruption d'exploitation		Ouvrage remblayé pas endommagé (juste érosion accélérée du pied de talus)	
	Coût	Nul	Nul	Nul	15 000 €
Différence de coût (A'-A) et (B'-B)		Nul		15 000 €	
D116	Hypothèses	Route remblayée, pas d'interruption du trafic		Pas d'interruption du trafic	Route submergée à l'entrée de Vic-la-Gardiole et au lieu-dit du Mas d'Andos Interruption du trafic routier pendant une journée
	Coût	Nul	Nul	Nul	- Coût d'interruption du trafic : 1 000 € - Coût de nettoyage de la route : 3 100 €
Différence de coût (A'-A) et (B'-B)		Nul		4 100 €	
D114 (au Sud de Vic)	Hypothèses	Infrastructure pas endommagée	Pas d'interruption du trafic	Interruption du trafic par précaution (quelques heures)	Interruption du trafic par précaution et submersion de la route (quelques heures)
	Coût	Nul			
Différence de coût (A'-A) et (B'-B)		1 000 €		3 100 €	
D114 (au Nord de Vic)	Hypothèses	Pas de risque de submersion		Pas de risque de submersion	
	Coût	Nul	Nul	Nul	Nul

Différence de coût (A'-A) et (B'-B)		Nul		Nul	
Parking des Aresquiers	Hypothèses	Pas de dommages		Accès interrompu quelques heures	Submersion (quelques heures), infrastructure endommagée
	Coût	Nul	Nul		Coût de remise en état : 10 000 €
Différence de coût (A'-A) et (B'-B)		Nul		10 000 €	
Infrastructures plage	Hypothèses	Pas de dommages		Pas de dommage	Ganivelles endommagées
	Coût	Nul	Nul	Nul	Coût de remise en état des ganivelles : 3 700 €
Différence de coût (A'-A) et (B'-B)		Nul		3 700 €	
Habitat dispersé (Sud de Villeneuve)	Hypothèses	Pas de dommages		Pas de dommage	- 50 foyers (résidences permanentes) à reloger pendant une journée + une nuit - 2,4 personnes/foyer
	Coût	Nul	Nul	Nul	- Coût d'un plan de relogement : 3 900 € - Dégâts 50 cm d'eau : 1 167 150 €
Différence de coût (A'-A) et (B'-B)		Nul		1 171 050 €	
Cabanisation Aresquiers	Hypothèses	Pas de dommages		Pas de dommages	- Environ 20 foyers (résidences permanentes) à reloger pendant une journée + une nuit - 2,4 personnes/foyer
	Coût	Nul	Nul	Nul	- Coût d'un plan de relogement : 1 625 € - Dégâts 50 cm d'eau : 1 046 400 €
Différence de coût (A'-A) et (B'-B)		Nul		1 048 025 €	
Terres agriculture fruitière (vignes)	Hypothèses	Pas de dommages		Pas de dommages	Récolte perdue si 30 cm d'eau pendant quelques heures
	Coût	Nul	Nul	Nul	10 000 €
Différence de coût (A'-A) et (B'-B)		Nul		10 000 €	
Terres arables (culture céréalière)	Hypothèses	Pas de dommages		Pas de dommages Nul	Récolte perdue si 30cm d'eau pendant quelques heures
	Coût	Nul	Nul		4 875 €
Différence de coût (A'-A) et (B'-B)		Nul		4 875 €	

Restaurant et activité touristique gérée par « Les Compagnons de Maguelone »	Hypothèses	Pas de dommages Accès possible à l'île de Maguelone		Pas de dommages	
			Accès possible à l'île de Maguelone		Pas d'accès pendant une journée
	Coût	Nul	Nul	Nul	Pertes d'exploitation : 356 €
Différence de coût (A'-A) et (B'-B)		Nul		356 €	
Pêche	Hypothèses	Pas d'endommagement des filets		Pas d'exploitation possible pendant une journée	- Pas d'exploitation possible pendant une journée - Filets endommagés
		Pas d'interruption d'exploitation	Pas d'exploitation possible pendant une journée		
	Coût	Nul	Manque à gagner d'une journée de pêche : 1 000 €	Manque à gagner d'une journée de pêche : 1 000 €	- Manque à gagner d'une journée de pêche : 1 000 € - Remise en état des filets : coût nul
Différence de coût (A'-A) et (B'-B)		1 000 €		Nul	
Coût Total par scénario		0 €	5 474 €	5 474 €	2 279 154 €
Valeur estimée du service de protection côtière en cas de tempête fréquente (A'-A) et en cas de tempête exceptionnelle (B'-B)		5 474 €		2 273 680 €	

Légende (rappel) : A : tempête fréquente (temps de retour 2 ans) et service écologique de protection côtière effectif ; A' : tempête fréquente (temps de retour 2 ans) sans protection effective contre les tempêtes ; B : tempête exceptionnelle (temps de retour 100 ans) et service de protection effectif ; B' : tempête exceptionnelle (temps de retour 100 ans) sans protection effective contre les tempêtes.

Estimation des coûts liés à l'interruption de circulation sur la voie ferrée

La ligne ferroviaire Tarascon – Sète-ville longe l'Étang de Vic entre les communes de Frontignan et Vic-la-Gardiole. Celle-ci est exploitée pour le transport de voyageurs (trains régionaux et grande vitesse mais roulant à vitesse réduite sur cette portion) et le fret²⁷.

La portion de la voie ferrée incluse dans le périmètre d'étude est remblayée et n'est pas submergée, y compris dans le scénario B'. Par conséquent, il n'y aurait pas de dommages matériels à comptabiliser dans le cas d'une telle tempête.

Quant à d'éventuelles pertes d'exploitation, davantage que la submersion des rails, c'est le vent associé à la tempête qui pourrait entraîner un arrêté préfectoral d'interruption du trafic ferroviaire, par peur d'un déraillement ou d'un dysfonctionnement des caténaires. Les experts de SNCF Réseau estiment à 15 000 euros le manque à gagner pour l'entreprise d'une interruption de trafic d'une journée sur la section Montpellier – Sète. Enfin, il faut noter que cette approximation constitue une estimation basse du coût total d'une interruption de trafic, à laquelle il conviendrait d'ajouter :

27 À partir de 2020, le projet de Ligne nouvelle Montpellier-Perpignan déchargera la ligne Tarascon - Sète-ville du trafic de passagers à grande vitesse et du fret.

- le coût à la charge des entreprises ferroviaires de la mise en place des services de transport de substitution pour les voyageurs ;
- le coût à la charge des entreprises ferroviaires de fret pour les éventuels changements d'itinéraire ;
- le coût de l'indemnisation des clients finaux pour les suppressions de train ou rallongement de temps de parcours ;
- le coût éventuel dû à la perturbation des roulements de matériel et de personnel.

Il faudrait enfin déduire les économies réalisées en coûts variables d'exploitation pour les entreprises ferroviaires (péages, énergie, etc.). L'ensemble de ces données complémentaires n'étant pas disponible au moment de l'étude, on conserve donc l'estimation d'un coût d'interruption de l'exploitation de la ligne ferroviaire de 15 000 euros dans le scénario B'.

Estimation des coûts liés à l'interruption de circulation sur le réseau routier et à sa remise en état

Le coût d'une intervention d'interruption puis de réouverture d'une route est estimé à 1 000 euros (source : dire d'experts Direction départementale des territoires et de la mer de l'Hérault).

Dans le scénario B', la D114 au Sud de Vic-la-Gardiole et la D116 nécessiteraient un nettoyage avant réouverture à la circulation. Cette opération requiert l'usage d'engins de BTP (tracteur, camion benne, nettoyeur haute pression, groupe électrogène) et leur livraison sur le site, pour un coût journalier de 800 euros. La main d'œuvre mobilisée comprendrait trois agents, pour un coût journalier de 250 euros chacun, soit 750 euros par jour globalement. Enfin, on estime à deux jours la durée d'une telle opération de nettoyage, ce qui correspond à un coût total de 3100 euros (source des données : Pôle Littoral - EID-Méditerranée).

Estimation du coût de remis en état du parking des Aresquiers

Le coût de remise en état du parking des Aresquiers après une submersion de quelques heures (scénario B') est estimé à 10 000 euros (dire d'experts commune de Frontignan / Thau-agglo, communauté d'agglomération du bassin de Thau).

Estimation des coûts liés à la remise en état des infrastructures de plage

Les ganivelles²⁸ endommagées suite à une tempête centennale sans protection côtière (scénario B') devraient être réparées. Le coût des réparations par mètre linéaire de ganivelles est d'environ 25 euros (source : Pôle Littoral - EID-Méditerranée). Il est cependant difficile d'estimer la longueur linéaire des ganivelles qui devrait être réparée dans le cas d'un scénario B'. Le taux de réparation annuelle des infrastructures de plage est de 2 % et le coût annuel moyen de réparation de l'ensemble de l'ouvrage est de 185 000 euros pour une longueur installée estimée à 7 400 m (estimation cartographique). En considérant que l'occurrence d'une telle tempête implique de procéder à l'équivalent des réparations d'une année entière (source : dire d'experts Pôle Littoral – EID-Méditerranée), on peut estimer ce poste de dommages à 3 700 euros.

Estimation du coût d'un plan de relogement pour les résidents de l'habitat dispersé

D'après l'INSEE²⁹, la composition moyenne d'un foyer sur la commune de Villeneuve-lès-Maguelone est de 2,4 personnes. On estime par vue satellite le nombre d'habitations dispersées menacées par une inondation marine dans le scénario B' à 50, ce qui nécessite de reloger 120 personnes en cas de tempête centennale sans protection côtière. Cependant, la pratique montre que dans ce type de situation, environ la moitié de la population concernée est hébergée chez des proches, et n'est donc pas prise en charge par les autorités (source : document de retour d'expérience des sapeurs-pompiers de France, 2012). Par conséquent, on considère que 60 personnes devraient être relogées en cas de réalisation du scénario B'.

²⁸ Barrières formées de lattes de bois verticales reliées entre elles par des fils de fer galvanisé et permettant la fixation du sable.

²⁹ Données issues du recensement de 2013.

Les plans de relogement d'urgence de cette ampleur consistent généralement à réquisitionner des chambres du parc hôtelier local. A Villeneuve-lès-Maguelone, le prix moyen d'une nuitée est de 65 euros (donnée Booking.fr), ce qui entraîne un coût global du plan de relogement de 3 900 euros.

NB : ce chiffre ne tient pas compte des coûts de gestion d'un tel plan de relogement, difficile à estimer.

Estimation des dégâts physiques sur l'habitat dispersé

L'évaluation des dégâts physiques sur l'habitat dispersé s'appuie sur deux rapports du Centre Européen de Prévention du Risque d'Inondation (CEPRI). En 2014, le CEPRI a entrepris de réaliser un guide pour l'évaluation des dégâts causés par une inondation. Le fruit de ce travail est le modèle SIMUDOM, dont le fonctionnement est résumé dans la Figure 31 ci-après.

Le calibrage du modèle est réalisé par le CEPRI grâce à des données sur le type d'habitation et la composition-type du mobilier selon les différentes pièces (salon, chambre, cuisine etc.) fournies par l'INSEE. Le coût des réparations et du remplacement d'éléments mobiliers et immobiliers est identifié grâce à la base de données BATIPRIX, et correspond aux prix observés dans les catalogues des fournisseurs ainsi qu'à des dires d'experts en sinistres inondation³⁰. Par ailleurs, un taux de vétusté de 50% est appliqué aux ouvrages de second œuvre (cloisons, menuiseries, installation électrique) ainsi qu'au mobilier ; leur valeur est donc divisée par deux par rapport au prix du neuf. Enfin, la probabilité de vulnérabilité est estimée à partir de dires d'experts et de statistiques, et diffère pour chaque élément du bâti et du mobilier en fonction de la hauteur d'eau et de la durée de submersion. Notons enfin que les données du rapport CEPRI³¹ initial (CEPRI, 2014a) sont complétées par des observations propres aux dommages engendrés par des inondations d'origine marine (CEPRI, 2014b). En effet, les détériorations du bâti dues à l'eau salée peuvent être bien plus importantes que les dégâts engendrés par de l'eau douce. La corrosion provoquée par le sel se poursuit même après le séchage des installations immergées, et peut nécessiter par exemple le remplacement de cloisons entières (y compris les armatures métalliques et les installations électriques) dès lors que l'eau a atteint le niveau de la plinthe.

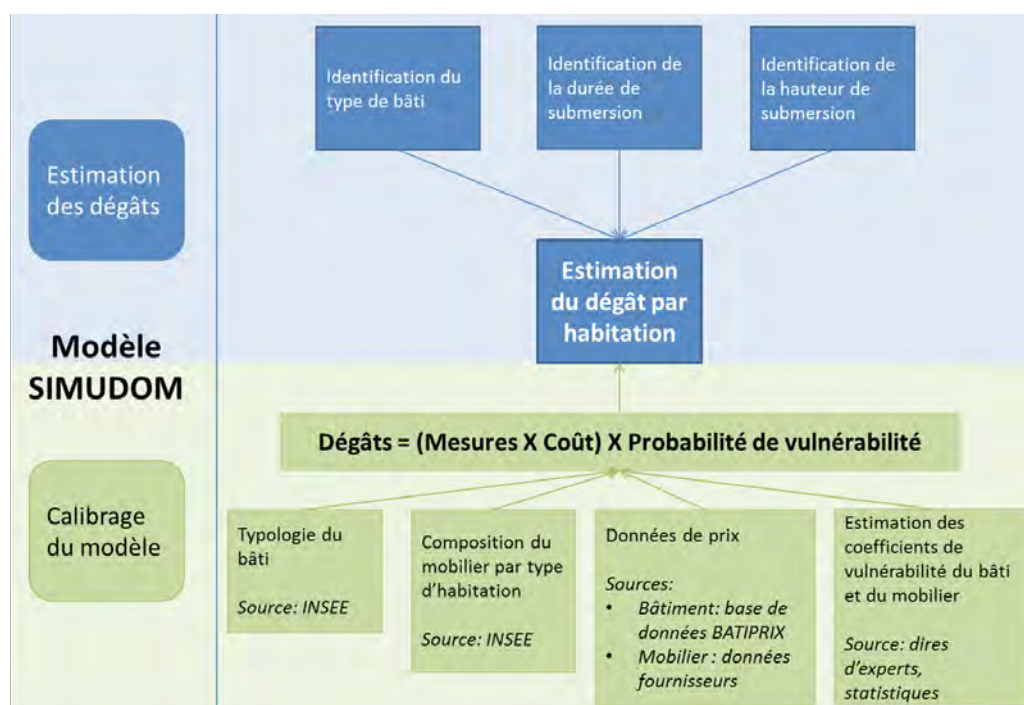


Figure 31 : Diagramme fonctionnel du modèle SIMUDOM (illustration Nomadéis d'après CEPRI, 2014).

³⁰ Les données retenues sont des moyennes nationales, ne tenant donc pas compte d'éventuelles variations régionales. Par ailleurs, les prix des réparations peuvent être majorés en cas de situation d'urgence, du fait de la forte demande ; les chiffres du CEPRI sont donc une estimation plutôt basse des coûts réels en ce qui concerne les dégâts du bâti.

³¹ Ces observations ont été effectuées suite au passage de la tempête Xynthia sur les côtes de Charente-Maritime et de Vendée en février et mars 2010.

Le bâti présent dans les zones submergées en cas de tempête centennale sans protection naturelle est principalement composé d'habitations individuelles sans étage (type « A1 – A3 » dans la nomenclature du CEPRI). La durée de submersion simulée est inférieure à 48 h (seuil retenu par le CEPRI pour distinguer submersions de courte et longue durées), et la hauteur d'eau est de 49 cm. Les dégâts correspondants à ces caractéristiques sont reportés dans le Tableau 17 suivant.

	Submersion eau marine salée		
	Bâti	Mobilier	Total
Dégâts pour une habitation individuelle sans étage de 99 m ² (euros de 2011)	16 420	9 740	26 160

Tableau 17 : Dégâts sur les habitations provoqués par des submersions d'eau salée (d'après CEPRI, 2014).

On retient donc le chiffre de 26 160 euros courants de 2011, soit 23 343 euros courants de 2016 pour une habitation. À l'échelle des 50 habitations³² atteintes en cas de submersion, on obtient des dégâts pour les habitations dispersées de 1 167 150 euros.

Estimation du coût d'un plan de relogement pour les résidents des cabanes³³

Les cabanes sont surtout présentes au niveau des Aresquiers, et concernent environ 40 foyers et 100 personnes. Si leur installation était à l'origine informelle, la plupart de ces habitations ont été viabilisées, et environ la moitié d'entre elles servent de résidences principales (source : Pôle Littoral - EID-Méditerranée). Par conséquent, 25 personnes devraient être relogées en cas de réalisation du scénario B', pour un coût de 1 625 euros.

Estimation des dégâts physiques sur la cabanisation

Selon le barème décrit ci-dessus, issu du modèle SIMUDOM, les dommages physiques occasionnés par une submersion marine suite à une tempête centennale en l'absence de protection côtière sont estimés à 1 046 400 euros pour les cabanes des Aresquiers.

Estimation des pertes d'exploitation de l'activité agricole (agriculture fruitière et autres terres arables)

La principale culture sur les zones inondées en cas de tempête centennale sans protection côtière est le maïs. Les courbes de dommages moyens en cas d'inondation fournies par le Commissariat Général au Développement Durable (CGDD, 2014) indiquent un coût à l'hectare pour les cultures de maïs de 325 euros. Rapporté à l'ensemble des zones concernées, soit 15 hectares, le coût total est estimé à 4 875 euros.

Selon la même source, les zones de culture de la vigne, soit 10 hectares, connaîtraient des pertes à hauteur de 1 000 euros par hectare dans le cas du scénario B', soit un coût total de 10 000 euros.

Enfin, la catégorie « autres terres agricoles » comprend principalement des surfaces en friche et des prairies, peu impactées par une submersion de courte durée.

Estimation de la perte d'exploitation de l'activité touristique gérée par «Les compagnons de Maguelone»

L'île de la Maguelone héberge une activité de restauration ainsi que de vente de souvenirs et de vin, qui serait rendue impossible si l'accès à l'île était interrompu pendant une journée (scénario B').

Le chiffre d'affaires de l'activité de restauration est estimé à 130 000 euros par an, correspondant à 20 repas par jour à 20 euros chacun, pendant 200 jours d'ouverture. Le chiffre d'affaire de l'activité de vente de boissons est évalué à 20 000 euros annuels, et celui de la vente de souvenirs et de vin à 30 000 euros (source : Pôle Littoral - EID-Méditerranée).

³² La conversion est réalisée grâce au calculateur en ligne disponible sur http://france-inflation.com/calculateur_inflation.php en tenant compte de l'inflation annuelle entre 2011 et 2016.

³³ Les habitants des cabanes résident sur le domaine public de l'État avec un titre d'occupation qui n'est plus valable car il est arrivé à échéance et n'a pas été renouvelé. Même en cas de catastrophe naturelle, la prise en charge publique d'un plan de relogement de ces résidents est donc incertaine (source : EID).

Rapporté à une journée d'exploitation, la perte de chiffre d'affaire dans le cas d'une tempête centennale sans protection côtière est donc estimée à 356 euros.

Estimation des dégâts et de la perte d'exploitation liés à la pêche

Une activité de pêche régulée est présente sur le site de l'étang de Vic. En ce qui concerne les pertes d'exploitation liées à une journée d'interruption de l'activité, on estime à 1 000 euros par jour le manque-à-gagner dans le cas des scénarios A', B et B' (source : Comité Régional des pêches)³⁴.

Par ailleurs les filets seraient endommagés et devraient être réparés en cas de tempête centennale sans protection côtière. Cependant, l'amortissement annuel des filets utilisés sur le site (filets trémail³⁵ et capéchades³⁶) est pratiquement nul, car les pêcheurs effectuent le plus souvent eux-mêmes les réparations.

La prise en compte des différents postes de dommage cités précédemment aboutit à la conclusion suivante (cf. Tableau 16 : Synthèse des coûts évités pour chacun des 4 scénarios de tempête (A, A', B et B') et valeur estimée du service de protection côtière rendu par la lagune côtière de Vic. Tableau 16) :

- ⇒ **Dans le cas d'une tempête biennale, la valeur économique du service écologique de protection côtière peut être estimée à 5 474 euros.**
- ⇒ **Dans le cas d'une tempête centennale, la valeur économique du service écologique de protection côtière est bien plus importante ; celle-ci est estimée à 2 273 680 euros.**

4.4. CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS

Dans son état actuel, le complexe lagunaire de Vic fournit une protection efficace contre les tempêtes côtières. L'évaluation biophysique du service écologique indique que cette protection permet de réduire les impacts d'une tempête centennale au niveau des impacts d'une tempête biennale (sans protection côtière).

L'estimation de la valeur économique du service écologique – 5 474 euros dans le cas d'une tempête biennale ; 2 273 680 euros dans le cas d'une tempête centennale – peut paraître relativement modeste³⁷, mais il faut garder à l'esprit les limites intrinsèques de la méthodologie appliquée ici :

- on modélise l'impact d'un épisode unique de tempête, alors que c'est l'augmentation de la fréquence de ceux-ci, induite par le changement climatique, qui pourrait avoir les conséquences les plus lourdes à moyen terme (cette corrélation n'étant pas scientifiquement établie dans ce secteur) ;
- l'estimation de la valeur du service écologique par la méthode des coûts évités ne tient pas compte de l'aversion pour le risque des agents économiques ; par conséquent il s'agit structurellement d'une sous-estimation de la disposition à payer pour maintenir le niveau actuel de protection naturelle.

Au-delà des contraintes méthodologiques de l'étude, l'ordre de grandeur du résultat tient surtout à la politique de gestion de la zone, mise en place par le Conservatoire du littoral (Conservatoire du littoral, 2015). En effet, dans un souci de préservation de l'écosystème lagunaire de Vic, une réglementation stricte limite l'anthropisation de la zone, et notamment l'installation d'activités économiques ou d'habitations sur le périmètre d'étude. Par conséquent, il ne faut pas interpréter le chiffre final comme un indice de la faible valeur économique du service de protection côtière rendu par le site de Vic, mais au contraire comme la conséquence de la politique de préservation du caractère naturel de l'un des rares sites lagunaires encore peu artificialisés du littoral languedocien.

De manière plus générale, face aux tempêtes et à l'augmentation du niveau de la mer, différents travaux soulignent l'importance de repenser l'aménagement des plaines littorales méditerranéennes au travers d'une approche

³⁴ Ces estimations sont toutefois sujettes à caution, car une partie de l'activité de pêche sur le site est informelle.

³⁵ Filets fixés au fond de l'étang.

³⁶ Filets propres à la pêche en étang en Méditerranée, composées de nasses rattachées à un filet central fixe.

³⁷ Le résultat est cohérent avec celui du projet VMC/MISEEVA (BRGM, 2011), qui conclut à environ 1 000 000 d'euros de dommages dans un cas de déni de l'augmentation des aléas sur l'ensemble des étangs palavasiens.

dynamique et adaptative, en évitant les aménagements irréversibles aux effets néfastes (Durand et Heurtefeux 2006 ; OZHM 2014). Des mesures de protection légères (ganivelles associées à la re-végétalisation) peuvent être recommandées pour ralentir le recul du lido et permettre la constitution d'une avant-dune protectrice vis-à-vis des tempêtes, comme c'est le cas sur le site de l'étang de Vic (Durand et Heurtefeux 2006). Enfin, le projet Miseeva (BRGM 2008-2011) a permis d'estimer que la stratégie de recul stratégique face à la montée du niveau de la mer en languedoc Roussillon était deux fois moins coûteuse que celle de tenir la position³⁸.

³⁸ (Intervention de Coralie Beltrame, conférence MEDPAN sur les bénéfices socio-économiques des zones littorales et marines protégées, Marseille 23-24 juin 2015).

5. Evaluation du service de maîtrise des crues, Plaines alluviales de Lonjsko polje, Croatie

L'objectif est de fournir une évaluation économique du service de maîtrise des crues rendu par les plaines inondables du secteur du Parc naturel de Lonjsko polje situé dans le bassin central de la Sava (affluent du Danube), et ce, dans son état actuel. Sur les bases de données existantes recueillies grâce au réseau de stations hydrographiques présent sur le site, on détermine le volume utile réel des zones de rétention, et l'influence de ce stockage d'eau sur la propagation de la crue à l'aval. L'évaluation économique est ensuite conduite par la méthode des coûts de remplacement, en simulant le coût de l'installation d'infrastructures rendant un service de maîtrise des crues équivalent à celui rendu par la zone humide naturelle.

5.1. FONCTIONNEMENT HYDROLOGIQUE DU SITE DE LONJSKO POLJE

La plaine de la Sava centrale, comprise entre Zagreb et Gradiska, comporte plusieurs zones de rétention des eaux de crue :

- sur l'Odra (affluent rive droite de la Sava, via la Kupa) : Odransko polje ;
- sur la Kupa : Kupcina ;
- en rive droite de la Sava : Zelenik ;
- en rive gauche de la Sava (d'amont en aval) : Zutica, Lonjsko polje (11 500 ha), Opeka (5 700 ha), Trstik (2 100 ha), Mokro polje (12 800 ha).

Les aires de rétention de Zutica, Lonjsko polje, Opeka et Trstik ne sont pas situées directement le long du lit de la Sava, mais sur le lit de la Lonja. L'aire de Mokro polje communique avec la Sava par le biais d'un déversoir et de secteurs où la rivière n'est pas complètement endiguée. Le système a fait l'objet de nombreux aménagements hydrauliques visant à contrôler l'écoulement des eaux en temps réel lors d'épisodes de crue (digues, canaux, dérivations, écluses, déversoirs, stations de pompage etc.). Les digues ont pour effet de réduire l'extension des zones de rétention. Globalement, l'aire de rétention de Lonjsko polje est plus artificialisée que celle de Mokro polje, et une grande partie des aménagements est postérieure à 2006. Parmi les aménagements les plus significatifs, on retiendra :

- un canal de dérivation Sava-Odra-Sava (SOS canal), dérivant une partie de l'eau de la Sava au niveau de Zagreb, vers l'Odra. Cette eau rejoint la Sava via la Kupa au niveau de Sisak ;
- un système de canaux traversant d'amont en aval les 5 aires de rétention de la rive gauche. Ces canaux sont alimentés à l'amont par la Crnec et la Lonja. Ils reçoivent également les eaux des autres affluents rive gauche de la Sava (Cesma, Vlahinicki Potok, Gracnica, Repusnica, Kutinica, Ilova, Pakra, Subocka, Novska, Rajicka Rijeka, Slobostina). La partie aval du canal Lonja-Strug rejoint la Sava à l'aval de Gradiska ;
- L'écluse de Prevelaka, mettant en communication la Sava avec l'extrémité amont du canal Lonja-Strug (débit maximum 600 m³/s) ;
- L'écluse de Trebez, mettant en communication la Sava avec le canal Lonja-Trebez (débit maximum 500 m³/s).

La pente générale de la rivière est très faible, de l'ordre de 0,07 ‰.

Le périmètre du parc naturel englobe les aires de rétention de Lonjsko polje, Opeka, Trstik et Mokro polje, qui représentent une superficie totale de rétentions de 32 100 ha, alors que la superficie totale du parc est de 50 600 ha (cf. Figure 33).

Deux principales estimations du potentiel de rétention du site de Lonjsko polje existent dans la littérature :

- D'après la fiche d'information Ramsar du site (Ramsar, 2012), l'ensemble des réservoirs de l'aire de rétention de Lonjsko polje pourrait retenir jusqu'à 600 millions de m³ d'eau, avec une hauteur de stockage maximale de 7,5 m ;

- D'après une étude de Croatian Waters de 2012 (Croatian Waters, 2012), les volumes maximum de rétention (calculés d'après les données topographiques) et les surfaces correspondantes seraient les suivants :
 - Žutica : 237 millions de m³ (6 100 ha) ;
 - Lonjsko polje : 1 160 millions de m³ (19 400 ha) ;
 - Opeka : 401 millions de m³ (9 100 ha) ;
 - Trstik : 222 millions de m³ (4 000 ha) ;
 - Mokro polje : 1 250 millions de m³ (14 100 ha).



Figure 32 : Localisation du bassin central de la Sava, du parc naturel de Lonjsko polje et de ses aires de rétention (source : Petricec et al., 2004).

D'après cette étude, le total des surfaces de rétention comprises dans le parc atteindrait 46 600 ha et non 32 100 ha comme mentionné plus haut. Cette différence peut s'expliquer par un calcul réalisé pour une cote de remplissage différente.

La capacité totale théorique des 5 zones de rétention s'élèverait à 2,88 milliards de m³ (pour une cote d'altitude égale à 100 m). En réalité, cette capacité totale ne peut être atteinte, car les cotes de remplissage peuvent difficilement dépasser 95,25 à 99 m selon les rétentions. Il s'agit en effet d'un système de stockage dynamique dans lequel les eaux sont en mouvement, ce qui génère des différences d'altitude d'un point à un autre. La capacité maximale réelle des 5 zones est estimée par Croatian Waters à une valeur proche de 1,5 milliards de m³. Les modélisations les plus fiables et les plus récentes, réalisées en 2012 (Croatian Waters, 2012), montrent que pour une crue centennale, la capacité d'eau réellement stockée par ces 5 zones ne dépasse pas 870 millions de m³, les zones de rétention n'étant pas utilisées à 100 % de leur capacité.

Le système de rétention en rive gauche de la Sava peut être divisé en deux zones : le système de Lonjsko polje (rétentions Žutica et Lonjsko polje) et Mokro polje (rétentions Opeka, Trstik et Mokro polje). La première peut être gérée de manière artificielle pour dériver et stocker une partie des eaux de crue de la Sava. Dans la seconde, les phénomènes de stockage et de dérivation ne peuvent être contrôlés.

Les autres zones de rétention de la Sava (Zelenik, Odransko polje, Kupčina et Jantak) représentent un volume de l'ordre de 300 millions de m³ (Croatian Waters, 2012).

5.2. ÉVALUATION BIOPHYSIQUE DU SERVICE DE MAÎTRISE DES CRUES

5.2.1. Périmètre et méthode

Le périmètre d'évaluation biophysique considéré dans cette étude comprend le réseau d'aires de rétention situé au sein et aux alentours directs du Parc naturel de Lonjsko polje, pour deux raisons :

- le Parc naturel correspond à une zone naturelle reconnue par la Convention de Ramsar sur les zones humides, et est géré localement comme une zone intégrée, au regard notamment de la spécificité liée à la présence des zones de rétention de Lonjsko polje, Opeka et Mokro polje. Cependant les limites du parc englobent un système hydrologique connecté aux alentours, et le considérer à part du réseau d'aires de rétention auquel il appartient n'est pas cohérent d'un point de vue hydrologique ;
- ce périmètre limité rend possible une évaluation économique du service écologique de maîtrise des crues par la méthode des coûts de remplacement. En effet, une évaluation par les coûts évités aurait nécessité de prendre en compte l'ensemble des territoires affectés par les crues de la Sava, ce qui comprend des zones situées bien en aval du Parc naturel de Lonjsko polje, en Serbie et en Bosnie, et aurait donc complexifié l'analyse au-delà des limites de cette étude.

Le service de maîtrise des crues rendu par le site comprend deux dimensions : la réduction du débit spécifique de pic de crue et la capacité de rétention de la zone. C'est ce second aspect qui sera analysé ici, car les infrastructures de remplacement permettant d'assurer un service équivalent peuvent être appréhendées plus aisément dans le volet économique de l'étude.

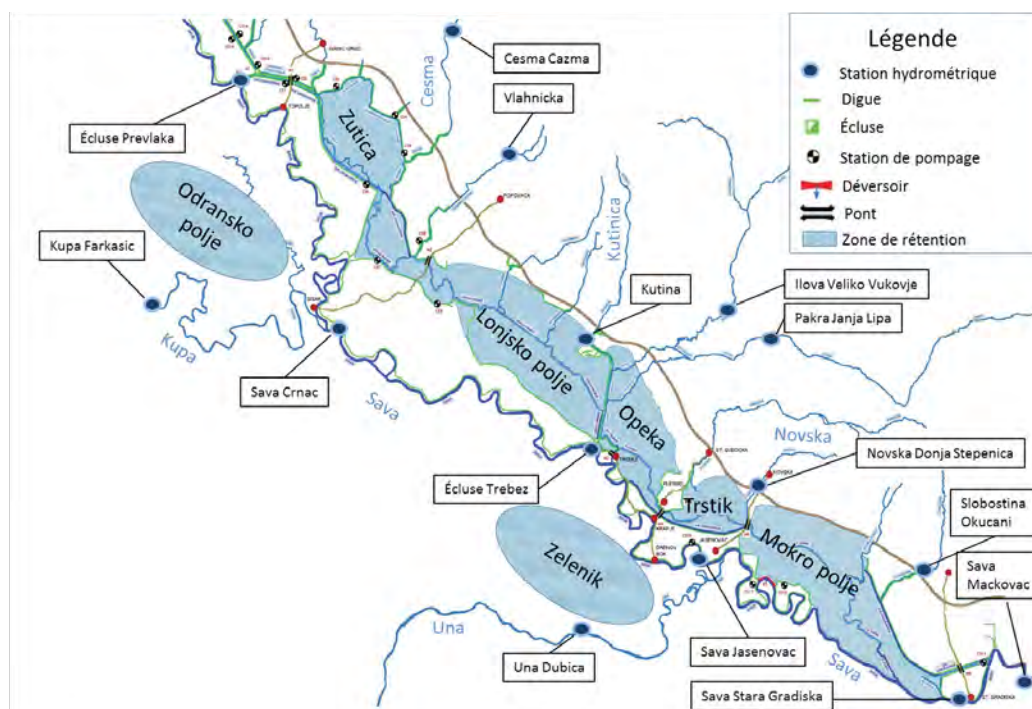


Figure 33 : Situation des stations hydrométriques (d'après Croatian Waters, 2012).

Plusieurs méthodes existent pour évaluer l'effet d'une zone de rétention sur les débits d'une rivière. Dans le cadre de la présente étude, deux approches ont été envisagées :

- Une approche statistique sur les débits de crue à l'amont et à l'aval de la zone de rétention. Il existe une certaine relation entre les débits de pointe de crue et la superficie des bassins versants. En étudiant les débits de crues caractéristiques (crue décennale, vicennale, cinquantennale, centennale, ...) d'amont en aval, il est possible d'identifier des singularités dans la relation, exprimant l'effet d'écrtage des zones de rétention. Les données nécessaires à la mise en œuvre de cette méthode n'étant cependant pas disponibles, une option alternative a été retenue ;

- Une **approche sur les débits mesurés lors d'une crue particulière** (option retenue). L'étude des hydrogrammes (débits/temps) en entrée et en sortie de la zone permet de faire un bilan en débit de pointe et en volume à l'échelle de l'événement. L'approche par comparaison d'hydrogrammes considère la zone d'étude comme une « boîte noire », et ne quantifie pas individuellement les divers phénomènes hydrophysiques qui participent au service de rétention (cf. Figure 34).

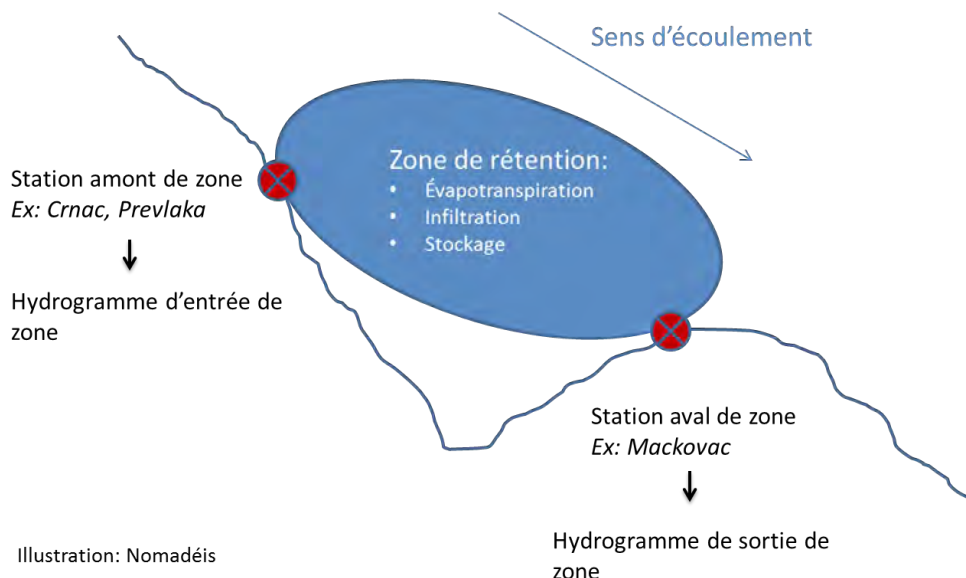


Figure 34 : Schéma de l'approche par comparaison des hydrogrammes d'entrée et sortie de zone de rétention.

Choix de la crue représentative

La crue de référence doit rassembler un certain nombre de caractéristiques :

- une fréquence de retour adaptée à la problématique étudiée ;
- des débits mesurés restant dans la gamme de fiabilité des courbes d'étalonnage des stations de mesure ;
- un nombre de points de mesure suffisant ;
- un événement suffisamment isolé et indépendant des épisodes de crue le précédant ou lui succédant ;
- plus largement, la crue de référence doit être suffisamment bien connue et documentée.

Par ailleurs, dans la perspective de l'évaluation économique du service écologique de maîtrise des crues rendu par le site par la méthode des coûts de remplacement, il convient d'évaluer le coût d'infrastructures dimensionnées de manière à assurer une protection contre des crues violentes et suffisamment probables, soit au minimum d'occurrence centennale.

La **crue du bassin de la Sava de septembre 2010** répondant à l'ensemble de ces exigences, c'est donc celle-ci qui est retenue.

À l'échelle du territoire croate, l'année 2010 a été particulièrement humide. En septembre, cet excédent pluviométrique a été extrêmement marqué au Nord d'une ligne Zagreb - Daruvar. Les pluies se sont particulièrement concentrées entre le 16 et le 19 septembre, où elles ont atteint et dépassé l'équivalent des pluies d'un mois entier, et sont tombées sur des sols déjà en grande partie saturés d'eau. Les analyses statistiques indiquent une crue d'occurrence centennale sur la section amont de la Sava (ICPDR, 2010).

5.2.2 Estimation du potentiel de rétention des plaines alluviales de Lonjsko polje

Données utilisées

Il existe de nombreuses stations hydrométriques dans et autour des zones de rétention. Malheureusement, un grand nombre d'entre elles ne mesure que les hauteurs d'eau et ne permet pas de calculer des débits. Les données de débit pour la crue de septembre 2010 ont pu être récupérées pour 15 stations hydrométriques :

	Rivière	Station	Positions station	Bassin versant contrôlé (km²)
1	Sava vers O/K. Lonja Strug	Ecluse Prevlaka	Amont	0
2	Sava	Crnac	Intermédiaire	22 852
3	Sava	Jasenovac	Intermédiaire	38 953
4	Sava vers Lonja Trebez	Ecluse Trebez	Intermédiaire	0
5	Kupa	Farkasic	Affluent RD	8 992
6	Una	Hrvatka Dubica	Affluent RD	9 368
7	Česma	Čazma	Affluent RG	2 406
8	Vlahinička	Vlahinički Potok	Affluent RG	13,68
9	Kutinica	Kutinica	Affluent RG	55,33
10	Ilova	Veliko Vukovje	Affluent RG	995
11	Pakra	Janja Lipa	Affluent RG	559
12	Novska	Novska donja stepenica	Affluent RG	4,78
13	Sloboština	Okučani	Affluent RG	117
14	Sava	Stara Gradiška	Aval	40 262
15	Sava	Mačkovac	Aval	40 838

Affluent RG : affluent en rive gauche ; affluent RD : affluent en rive droite

Tableau 18 : Stations hydrométriques retenues pour les données utilisées (source : Croatian Waters).

L'implantation de ces stations est représentée sur la carte de la Figure 33.

Des mesures de débit sont réalisées sur trois autres stations, mais les données de septembre 2010 sont absentes : Gračenica (arrêt des mesures le 19/07/2010), Subocka (arrêt des mesures le 31/12/2009) et Rajička Rijeka (année 2010 manquante).

Ce tableau appelle plusieurs commentaires :

- La station de l'écluse de Prevlaka ne mesure que les débits dérivés de la Sava vers le canal de Lonja Strug. L'écluse n'a débité que quelques jours, du 18/09 au 23/09. Le débit maximum mesuré est de 445 m³/s ;
- La station de Crnac sur la Sava est située à l'aval de l'écluse de Prevlaka et de la confluence de la Kupa. Elle ne mesure donc pas le débit dérivé par l'écluse de Prevlaka. En revanche, elle intègre les débits dérivés par le canal Sava-Odra-Sava, et l'influence de la rétention de Odransko polje ;
- La station de l'écluse de Trebez ne mesure que les débits dérivés de la Sava vers le canal Lonje-Trebez, ou le débit s'écoulant en sens inverse ;
- Il semble que la station de Čazma sur la Česma puisse recevoir des écoulements en provenance de la Zelina et de la Lonja, via le canal Zelina-Lonja- Glogovnica ;
- Les deux stations de Stara Gradiška et de Mačkovac sur la Sava sont très proches l'une de l'autre. Elles sont situées de part et d'autre du débouché aval du canal Lonja-Strug. La comparaison des débits de ces deux stations montre des écarts ne dépassant pas 50 m³/s.

La Figure 35 ci-après représente les variations des débits journaliers sur ces différentes stations.

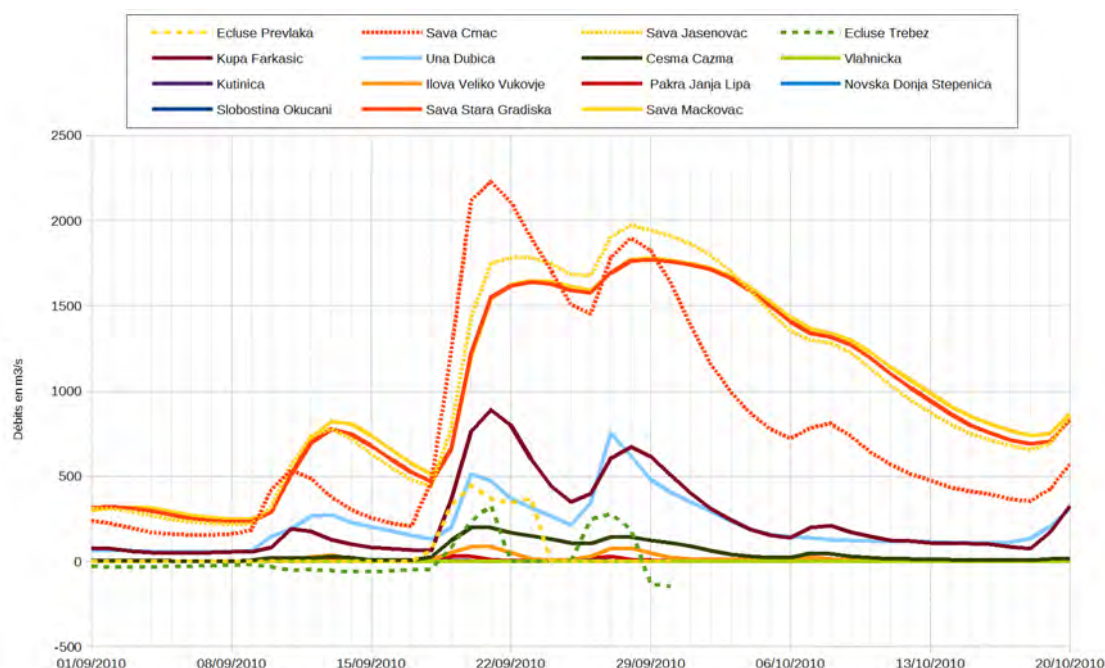


Figure 35 : Évolution du débit journalier enregistré par 15 stations lors de la crue de septembre 2010.

La crue se décompose en fait en trois événements :

- Une première petite crue survenant le 13 septembre, et ayant probablement contribué à saturer les sols ;
- La crue principale survenue entre le 19 et le 21 septembre ;
- Une troisième crue, généralement plus faible que la seconde, sauf sur l'Una et les deux stations aval de la Sava, survenue entre le 27 et le 29 septembre.

Résultats

La somme des débits de la Sava à Crnac et à l'écluse de Prevlaka donne un débit que l'on peut considérer comme représentatif du débit amont de la rivière (y compris de l'eau qui transite par le canal de dérivation vers l'Odra). La somme des débits de l'Una et des affluents rive gauche (stations 7 à 13) donne les apports latéraux. La station sur la Sava à Mačkovac donne le débit aval. La surface du bassin versant au niveau de Mačkovac est de 40 838 km². La somme des sous-bassins contrôlés au niveau des autres stations est de 36 370 km², n'incluant pas les surfaces relatives aux stations Jasenovac, Kupa et Stara Gradiška, déjà comptabilisées au niveau d'autres stations. La surface contrôlée représente donc 89 % du bassin versant total. Le débit total des entrées a donc été calculé en appliquant un coefficient multiplicateur de 1,12 aux débits mesurés.

Le périmètre englobé entre les stations d'entrée (amont et latéral) et la station de Mačkovac intègre les 5 rétentions de la rive gauche de la Sava (Žutica, Lonjsko polje, Opeka, Trstik et Mokro polje), mais également la rétention de Zelenik. Les stations disponibles ne permettent pas de détailler le rôle de chacune des zones de rétention, ou même de distinguer le fonctionnement du système Žutica- Lonjsko polje d'une part et Opeka-Trstik-Mokro polje d'autre part. Il aurait fallu pour cela disposer de mesures de débit complémentaires à différents points clé entre ces zones.

La Figure 36 ci-après permet de comparer le débit amont et le débit aval des zones de rétention.



Figure 36 : Comparaison des débits amont et aval des zones de rétention.

Le débit de pointe de crue est de $3\,810\text{ m}^3/\text{s}$ en entrée et de $1\,560\text{ m}^3/\text{s}$ en sortie (Mačkovac), soit un écrêtage de $2\,250\text{ m}^3/\text{s}$. On notera que cet écrêtage est plus important sur le pic du 20/09/2010 que sur celui du 28/09/2010. Cela exprime nettement le fait qu'une partie importante de la capacité de rétention était déjà utilisée. La différence entre la courbe en entrée et la courbe en sortie permet de calculer le volume stocké pendant l'événement : chaque différentiel de débit calculé est multiplié par la durée qui lui est associée (ici 24 h, puisque l'on travaille sur les débits journaliers), puis les volumes obtenus sont additionnés pour obtenir un volume total. Ainsi, du 18 septembre au 2 octobre 2010, le volume stocké a atteint 1 430 millions de m^3 . Vue l'importance de la crue, ce volume a été stocké non seulement dans les zones de rétention, mais également dans le lit majeur des rivières.

Ce volume de 1 430 millions de m^3 stocké lors de la crue de 2010 est à comparer au volume de 870 millions de m^3 calculé par modélisation en 2012 (Croatian Waters, 2012). Plusieurs facteurs peuvent expliquer la différence importante :

- Le périmètre de calcul est différent (6 rétentions et les lits majeurs dans notre cas, 5 rétentions dans l'autre cas) ;
- La situation hydrologique de 2010 peut être plus défavorable que celles qui ont été modélisées ;
- Les incertitudes météorologiques sur les stations peuvent devenir importantes en très hautes eaux dans des gammes de débit où les courbes d'étalonnage sont moins bien établies. Les incertitudes peuvent être très fortement amplifiées par le calcul différentiel.

Malgré toutes ces réserves, il est manifeste que le volume stocké lors de la crue de 2010 dans les 5 rétentions de la rive gauche a été voisin de 1 milliard de m^3 .

5.2.3 Conclusion de l'évaluation biophysique

L'évaluation du fonctionnement des zones de rétention de la Sava centrale a été menée à partir des mesures de débit réalisées lors de la crue de septembre 2010, réputée d'occurrence centennale. Elle englobe les zones de rétention de Žutica, Lonjsko polje, Opeka, Trstik, Mokro polje et Zelenik, mais également les volumes retenus dans le lit majeur des cours d'eau.

D'après cette approche, le volume total retenu lors de la crue s'élève à 1,4 milliard de m^3 , et permet de ramener le débit de pointe journalier de $3\,810\text{ m}^3/\text{s}$ à $1\,560\text{ m}^3/\text{s}$.

La part de volume stockée dans les seules rétentions de la rive gauche (hors Zelenik et lits majeurs des cours d'eau) peut être estimée à 1 milliard de m^3 .

Les limites de cette approche sont d'une part qu'elle se base sur un événement unique dont la représentativité exacte n'est pas connue, et d'autre part qu'elle ne permet pas de dissocier le rôle de chacune des rétentions, et notamment de celles incluses dans le périmètre du parc naturel. On relèvera cependant que le résultat est cohérent avec ce qui a été calculé par modélisation en 2012.

Une approche plus complète nécessiterait d'étudier d'autres configurations : crue centennale avant aménagements hydrauliques, crues décennales, vicennales ou cinquantennales avant et après aménagement hydrauliques. Ceci pourrait se faire soit sur la base de mesures effectuées lors d'événements réellement observés (éventuellement avec reconstitution des mesures manquantes par modélisation globale), soit sur la base de données statistiques.

La spatialisation du rôle des différentes zones de rétention pourrait se faire soit par le biais d'une modélisation hydraulique en régime transitoire³⁹, soit en acquérant des mesures de débit dans des points intermédiaires qui en sont actuellement dépourvu (étalonnage de stations sur lesquelles seules les hauteurs d'eau sont actuellement mesurées).

5.3 ÉVALUATION ÉCONOMIQUE DU SERVICE DE MAÎTRISE DES CRUES

5.3.1 Méthodologie

Les deux méthodes envisagées pour proposer une évaluation économique du service écologique de maîtrise des crues sont la méthode des coûts évités et celle des coûts de remplacement.

L'approche par les coûts évités a comme avantage la possibilité de tester la robustesse de ses résultats sur des données historiques réelles. Ainsi, un rapport publié suite à la crue millénaire ayant affecté le bassin de la Save en mai 2014 (ISRBC - ICPDR, 2014) fournit une évaluation chiffrée des dégâts constatés sur les territoires croate, serbe et bosniaque⁴⁰. Cependant, la faible occurrence de cette crue exceptionnelle (en plusieurs endroits, les hauteurs d'eau mesurées ont dépassé les niveaux historiques de 1970 et 1974) n'en fait pas une situation de référence pertinente pour une étude de portée plus générale.

Par ailleurs, un autre argument plaide en défaveur de la méthode des coûts évités dans le cas de l'évaluation du service d'écrêtement des crues rendu par le site pilote de Lonjsko polje. Comme l'indiquent les chiffres sur les dommages provoqués par la plus récente crue critique de 2014, une partie importante des dégâts matériels (estimés globalement à 3 869 M€) se situe en Serbie (40 %) et en Bosnie (33 %), ce qui obligerait donc à adopter une approche d'évaluation transfrontalière hors du propos de ce rapport, et rendrait de toute façon difficile la simulation exhaustive des dommages dans le cas d'une crue théorique.

Par conséquent, la méthode par les coûts de remplacement apparaît comme la plus adaptée. Celle-ci est d'ailleurs l'approche la plus souvent retenue dans les évaluations économiques du service de maîtrise des crues. À titre d'exemple, parmi les sept évaluations de ce service recensées par Aoubid *et al.* (2010), cinq ont recours à la méthode par les coûts de remplacement⁴¹.

En ce qui concerne le parc naturel de Lonjsko polje, la séquence d'évaluation est la suivante :

- 1- Définition des infrastructures nécessaires pour rendre un service équivalent à celui assuré par la zone humide dans son état actuel ;
- 2- Identification du coût unitaire (par mètre linéaire ou m³ d'eau retenue) des ouvrages considérés. En l'absence de données disponibles sur le coût de telles infrastructures en Croatie, les chiffres retenus sont

³⁹ Les approches retenues pour estimer le potentiel de rétention de la zone sont complémentaires des méthodes de simulation par modélisation. Le modèle HEC-HMS, dit modèle global, est un outil de prévision qui utilise des données d'entrée (pluviométrie, superficie de bassin versant etc.) pour anticiper les épisodes de crue et faciliter leur gestion, mais ne permet pas d'obtenir de résultats spatialisés. Le modèle HEC-RAS, quant à lui, prend en compte les spécificités du terrain grâce à un maillage spatial. Cependant, son développement est long et complexe et ne pouvait être réalisé dans le cadre de cette étude, même s'il aurait été utile de pouvoir pallier les données manquantes grâce aux résultats de modèles.

⁴⁰ Pour la seule Croatie, les dégâts occasionnés par la crue de juin 2010 (période de retour entre 20 et 100 ans) ont été estimés à 153 millions d'euros et ceux provoqués par la crue de septembre 2010 évalués à 32 millions d'euros (ICPDR, 2010).

⁴¹ Le recours à une méthode plutôt qu'à une autre n'est pas neutre en termes d'ordre de grandeur de la valeur estimée. Dans le cadre d'une méta-analyse menée sur 80 études de la valeur économique de services écosystémiques, Brander *et al.* (2003) ont montré que l'approche par les coûts de remplacement est celle qui donne les valeurs les plus élevées, juste après l'approche par évaluation contingente.

ceux fournis dans le cadre de projets d'envergure similaire, ainsi que dans le rapport de référence *Guide de gestion des eaux pluviales* (Québec, MDDEFP - MAMROT, 2013) ;

3- Extrapolation des coûts unitaires en fonction du dimensionnement déterminé lors de la 1^{ère} étape ;

4- Transformation par l'indice de parité de pouvoir d'achat⁴² des coûts de remplacement ainsi calculés, pour refléter les différences socio-économique entre la Croatie et la Hongrie.

Deux types de coûts principaux sont distingués et estimés :

- Les coûts de construction des infrastructures ;
- Les coûts de maintenance.

Comme il est de coutume pour les ouvrages de ce type, l'horizon retenu pour l'actualisation des coûts est de 100 ans.

5.3.2. Choix de l'infrastructure de remplacement

L'existence des zones de rétention a pour effet de réduire le débit journalier de pointe de la crue de 2010 (réputée centennale) de 2 250 m³/s et de stocker 1,4 milliard de m³ durant une telle crue. La méthode des coûts de remplacement implique de déterminer quelles infrastructures seraient à même de remplacer les zones de rétention pour obtenir un résultat équivalent. Cette approche prend en compte uniquement l'aspect hydraulique, indépendamment de la faisabilité technique ou des impacts environnementaux. Plusieurs infrastructures peuvent être envisagées :

- Création d'un canal permettant d'augmenter la capacité d'évacuation de l'eau de 2 250 m³/s. Pour ne pas aggraver les crues à l'aval, ce canal devrait se poursuivre jusqu'au Danube (400 km), voire jusqu'à la Mer Noire (1 200 km), et passerait en Serbie et en Roumanie. Pour une pente de 0,07 ‰, le canal devrait avoir une largeur de 150 m et une profondeur de 12 m ;
- Rehaussement des berges de la Sava et du Danube pour augmenter la capacité de transit en crue. Le linéaire serait identique au cas précédent, voire plus important si l'on tient compte des méandres. Il serait nécessaire de mettre en place des stations de relevage pour remonter les eaux des différents affluents à la cote de la rivière canalisée. Il serait également nécessaire d'envisager des mesures de protection de la population en cas de rupture de ces digues. Si l'on admet que le cours d'eau a une largeur de l'ordre de 100 m, il faudrait le rehausser de 6 à 7 m de haut.
- Création de stations de pompage et refoulement des eaux vers la mer Adriatique (distance 130 km, dénivelé maximum d'environ 400 m). Au moins deux conduites de 10 mètres de diamètre seraient nécessaires.
- Création d'un barrage artificiel de 1 milliard de m³ de capacité (sensiblement l'équivalent du lac de Serre-Ponçon en France ; cf. Figure 37). Une telle capacité étant importante, il serait nécessaire de l'éclater sur plusieurs sites, et d'envisager des canaux d'amenée et/ou restitution, voire même des stations de pompage.

⁴² Données Banque Mondiale, International Comparison Program database. Les données de coûts de construction pour le bassin de rétention hongrois sont fournies en euros, puisque le programme a été largement financé sur fonds européens dans le cadre du programme JASPERS



Figure 37 : Lac de Serre-Ponçon, France (source : Wikimedia Commons).

Dans tous les cas, il s'agit d'infrastructures importantes, techniquement difficiles à réaliser, voire totalement irréalisables. Leur évocation a pour seul objet de servir de base à l'évaluation d'un coût de remplacement, et non de proposer des scénarios réalisables.

Dans le cadre de l'exercice d'estimation des coûts de remplacement, on choisit de considérer la dernière option : la création de bassins de rétention artificiels. Ce choix s'explique par la disponibilité des données, mais aussi parce qu'il permet de visualiser plus concrètement l'ampleur des installations qui devraient être mises en place pour assurer un service équivalent à celui des plaines inondables dans leur état actuel.

5.3.3 Coût de l'infrastructure de remplacement

Si la construction de bassins de rétention permettant de stocker environ 1 milliard de m³ d'eau devait être envisagée, il serait nécessaire de répartir cette capacité totale en plusieurs infrastructures, pour contrôler les crues sur la Sava (notamment en amont de Zagreb) et ses principaux tributaires (Kupa, Kutinica etc.). On considère donc les coûts engendrés par la construction et la maintenance de quatre bassins d'environ 250 millions de m³ de capacité chacun.

Coûts de construction

Pour estimer les coûts de construction de tels bassins, on peut se référer à un projet récent mené dans le cadre du programme de gestion des crues dans le bassin du Danube, au niveau de la rivière Tisza. Située à l'Est du territoire hongrois, cette zone est régulièrement soumise à des crues de grande ampleur, provoquées par les apports combinés d'eaux de pluie et d'eaux issues de la fonte des neiges (ICPDR, 2009). Avec 661 000 personnes menacées par ces épisodes, la gestion des crues du bassin versant de la rivière Tisza a été classée comme « axe prioritaire » par l'initiative JASPERS⁴³, et a à ce titre bénéficié de financements de l'Union européenne. Parmi les différentes infrastructures construites, le bassin de rétention Hany Tizsasüly se rapproche des dimensions envisageables dans le cas de Lonjsko polje. En effet, le bassin Hany Tizsasüly a une capacité de rétention de 247 millions de m³, soit environ un quart de la capacité totale requise pour assurer un service de protection contre les crues équivalent à celui rendu par le site actuel de Lonjsko polje (JASPERS, 2010). On peut donc considérer que chacun des quatre réservoirs envisagés sur le site de Lonjsko polje serait équivalent à celui de Hany Tizsasüly.

Ce projet hongrois, achevé en 2013, est le plus proche en termes de nature (il s'agit d'un bassin de rétention destiné à optimiser la gestion des crues, sans exploitation hydroélectrique) et de dimensions des bassins envisagés pour le site de Lonjsko polje ; on peut donc se reporter au coût de construction du bassin Hany Tizsasüly pour évaluer le coût de construction de chacun des quatre bassins croates. D'après JASPERS (2010), la construction du

⁴³ JASPERS (Joint Assistance to Support Projects in European Regions) est une initiative conjointe de la Commission européenne, de la Banque européenne d'investissement et de la Banque européenne pour la reconstruction et le développement, qui vise à financer des projets reconnus d'utilité publique au sein de l'Union européenne.

bassin Hany Tizadasüly a nécessité un investissement de 103 381 697 euros. Ce chiffre peut être considéré comme l'approximation la plus fiable du coût d'une infrastructure équivalente fictive en Croatie. La principale source d'incertitude et de différence potentielle entre le coût des projets hongrois et croate est le prix des terrains à acquérir pour construire les bassins.

Par ailleurs, on doit tenir compte de la spécificité des contextes socio-économiques entre la Hongrie et la Croatie, qui peuvent générer des différences structurelles entre les coûts de projets similaires dans les deux pays. Pour remédier à ce biais potentiel, on procède à une conversion du coût de la construction du bassin Hany Tizadasüly par la parité de pouvoir d'achat (PPA) entre la Hongrie et la Croatie. Cet indicateur permet de prendre en compte non seulement le taux de change entre l'euro⁴⁴ et la kuna croate, mais également le rapport entre la quantité d'unités monétaires nécessaires dans des pays différents pour se procurer le même « panier » de biens et de services⁴⁵. Le coefficient de PPA kuna/euro est de 4,434 ; et le taux de change utilisé pour ré-exprimer le montant en euro est de 0,134 euro par kuna (données FMI 2016). Par conséquent, le coût de construction de chacun des quatre bassins de rétention envisageables sur le site de Lonjsko polje est estimé à $103\,381\,697 \times 4,434 \times 0,134 = 61\,424\,856$ euros. Au total, le coût de construction est donc évalué à $61\,424\,856 \times 4 = 245\,699\,422$ euros.

Coûts de maintenance

Aux coûts de construction doivent s'ajouter les coûts de maintenance des infrastructures pour évaluer l'investissement total nécessaire pour assurer artificiellement le service de protection des crues.

Contrairement aux coûts de construction, qui sont engagés une seule fois (coûts dits « initiaux »), les coûts de maintenance sont assumés périodiquement tout au long de la durée de vie de l'infrastructure. Conformément aux recommandations du rapport britannique *Cost estimation for flood storage - summary of evidence* (Environment Agency, 2015), on considère une durée de vie moyenne de 100 ans pour les bassins de rétention, bien que certains de leurs éléments puissent avoir une durée de vie inférieure.

Les différents postes de coûts de maintenance pour des bassins de rétention sont recensés dans le *Guide de gestion des eaux pluviales* publié par le gouvernement du Québec (MDDEFP - MAMROT, 2013). Pour chacun des postes sont indiqués la période de retour, le coût unitaire et le coût total dans le cas des infrastructures considérées à Lonjsko polje (cf. Tableau 19). Pour l'enlèvement des débris, l'entretien des plantations aquatiques et l'entretien des plantations extérieures, le coût unitaire est multiplié par 22 280 ha, soit la surface totale des quatre bassins de rétention artificiels considérés. Pour l'enlèvement et l'évacuation des sédiments, le coût unitaire est multiplié par la superficie totale (22 280 ha) et par la quantité de sédiments accumulés par hectare par an (2,8 m³; cf. Ontario Ministry of Environment, 2003). Cette quantité de sédiments accumulée par an est ensuite multipliée par 4, puisque l'enlèvement ne s'effectue que tous les 4 ans.

Poste de maintenance	Intervalle pour entretien (années)	Unité	Coût unitaire par an (euro)	Coût total par année d'intervention (euros)
Enlèvement des débris	1	ha	978	21 788 325
Entretien plantation aquatique	5	ha	1 711	38 129 569
Entretien plantation extérieure	5	ha	489	10 894 162
Enlèvement & évacuation des sédiments	4	m ³	154	38 434 605
Inspections	1		49	980 /196*

*Durant les 5 premières années de mise en fonctionnement, 5 inspections par an doivent être réalisées pour chaque bassin, pour un coût annuel de 980 euros. Les années suivantes, une inspection par an par bassin suffit, pour un coût annuel de 196 euros.

Tableau 19 : Coûts de maintenance des bassins de rétentions
(coûts en euros convertis par PPA, calculs d'après MDDEFP - MAMROT, 2013).

44 Devise dans laquelle sont exprimés les coûts supportés par des fonds européens

45 Source : INSEE.

Coût total

Pour calculer le coût total des bassins de rétention sur l'ensemble de leur durée de vie, il est nécessaire d'actualiser les coûts chaque année avant de les sommer. L'actualisation consiste à prendre en compte le fait qu'un euro aujourd'hui a moins de valeur qu'un euro l'an prochain, du point de vue du présent. Une manière simple d'envisager ce phénomène est de considérer qu'un euro dont on dispose aujourd'hui peut être placé sur les marchés financiers, et donc rapporter des intérêts. L'an prochain, cet euro aura donc vu sa « valeur » augmenter du montant des intérêts accumulés, et vaudra donc plus qu'un euro dont on ne dispose qu'au terme de cette année.

Le taux d'actualisation qui sert à quantifier la moindre valeur du futur par rapport au présent est un paramètre clé pour évaluer le coût total du projet. Suivant les recommandations du Commissariat général au plan français, rapportées par le CEREMA (CEREMA, 2014), on utilise un taux d'actualisation de 4% pour les 30 premières années, puis un taux décroissant jusqu'à atteindre 2% au bout de 100 ans.

La formule générale du calcul du coût actualisé total est :

$$CT = C_0 + \sum_{t=1}^{100} \frac{C_t}{(1 + r_t)^t},$$

avec :

- C_0 le coût initial (i.e. le coût de construction) ;
- C_t la somme des coûts de maintenance engagés durant l'année t ;
- r_t le taux d'actualisation valable l'année t .

Les coûts sont synthétisés dans le tableau suivant :

	Enlèvement des débris	Entretien plantation aquatique	Entretien plantation extérieure	Enlèvement & évacuation des sédiments	Inspections	Total
Coût de maintenance initial	21 788 325	38 129 569	10 894 162	38 434 605	980	109 247 641
Coût de maintenance actualisé de la 100 ^{ème} année	1 133 708	1 983 990	566 854	1 999 862	10	5 684 424
Somme des coûts actualisés de maintenance pendant 100 ans	688 487 218	226 939 501	64 839 857	290 296 303	9 784	1 270 572 663
Coût de construction	245 699 422					
Total coûts actualisés	1 516 272 085					

Tableau 20 : Synthèse des coûts actualisés de maintenance et de construction d'infrastructures artificielles de substitution.

⇒ Sur une période de 100 ans, les coûts de maintenance s'élèvent à 1 270 572 663 euros. Ajoutés au coût de construction initial de 245 699 422 euros, un projet de substitution du service écologique de maîtrise des crues par des infrastructures artificielles pourrait coûter 1 516 272 085 euros.

5.4. CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS

Les plaines inondables de Lonjsko polje assurent un service de protection contre les crues, qui s'appuie aujourd'hui sur une gestion humaine du potentiel de rétention des zones naturelles. En absorbant le surplus d'eau lorsque la Sava et ses affluents sont en crue, le site préserve la population en aval de la zone de dégâts matériels qui pourraient être considérables, à en croire les estimations des dommages entraînés par les inondations alors même que le service écologique est assuré.

Une nouvelle évaluation biophysique du potentiel de rétention des différents bassins naturels de la zone a permis d'affiner la compréhension du service écologique de protection des crues. En se fondant sur les données hydrographiques disponibles, on a pu estimer que le site est capable de retenir environ 1 milliard de m³ d'eau, en plus du volume d'eau retenu hors période de crue. L'évaluation par comparaison d'hydrogrammes en entrée et en sortie de zones de rétention utilisée ici pourrait être complétée par un relevé des surfaces de plan d'eau en période de crue par interférométrie radar⁴⁶. Ces approches par mesures gagneraient par ailleurs à être comparées avec les résultats de simulations. De tels modèles (HEC-HMS & HEC-RAS)⁴⁷ sont justement en cours d'élaboration, et devraient permettre à terme de préciser le fonctionnement hydrologique de la zone.

Pour estimer la valeur économique du service de protection contre les crues assuré par la zone dans son état actuel, on évalue le coût d'infrastructures artificielles fictives qui rendraient un service équivalent. En l'occurrence, les bassins de rétention qui devraient être créés seraient extrêmement grands, d'une capacité totale équivalente à celle du lac artificiel de Serre-Ponçon (France), l'un des plus grands d'Europe. L'investissement nécessaire pour construire et entretenir ces bassins serait à la mesure de l'échelle du projet, dépassant les 1 250 millions d'euros. Malgré les incertitudes inhérentes à ce type d'exercice, cette approximation permet néanmoins de prendre conscience de la valeur du service assuré par la zone.

Il faut noter, que dans des milieux intacts, cette valeur traduit implicitement le potentiel de rétention d'eau lié à l'importance de la surface du couvert forestier du site : dans un bassin hydrographique, ce potentiel a tendance à augmenter avec l'étendue des forêts (Agence européenne de l'environnement (AEE), 2016). Ainsi, il a été estimé que, dans des cas comme Lonjsko polje où la couverture forestière atteint près de 70 %, la rétention d'eau totale est 50 % supérieure à celle de bassins ayant une couverture forestière de 10 % (EEA, 2016). Les forêts alluviales jouent donc un rôle majeur dans l'efficacité de ce service.

Le mode de gestion actuel des crues, qui consiste à sans cesse surélever les digues en espérant canaliser le débit de la Sava et des affluents, trouve ici ses limites : en contraignant de cette manière le fonctionnement naturel de la zone, celle-ci risque d'être noyée et de ne plus pouvoir rendre un service efficace de protection contre les crues. Des répercussions sur d'autres services importants tels que la sylviculture (prolongation de la durée d'immersion des arbres compromettant leur exploitation) pourraient être observées. Une approche informée du fonctionnement de l'écosystème des plaines inondables préconise donc plutôt une augmentation du potentiel de rétention des zones naturelles de rétention et une meilleure continuité entre celles-ci.

Il convient de noter que, comme l'illustre ce cas d'étude où l'acheminement des crues vers des aires de rétention naturelles est partiellement contrôlé, les zones humides ne peuvent à elles seules protéger contre tout aléa climatique. Une combinaison des deux approches, l'une fondée sur les écosystèmes et l'autre technologique, est probablement la meilleure solution pour s'adapter aux événements climatiques extrêmes et à leurs conséquences. L'équilibre à trouver penchera de plus en plus du côté des infrastructures naturelles lorsque leur compréhension et leur gestion seront mieux étudiées et comprises (Plan Bleu, 2013).

Enfin, pour optimiser le service de maîtrise des crues face à l'augmentation constatée et à venir du phénomène, une meilleure coopération internationale dans la région du Danube est indispensable, notamment via des commissions comme l'ISRBC (International Sava River Basin Commission ; Babic, 2015⁴⁸ ; Loczy 2013⁴⁹).

46 L'interférométrie radar est une technique d'observation par satellite développée depuis les années 1990, permettant de détecter des variations de relief de l'ordre du centimètre, voire du millimètre, sur des zones de plusieurs kilomètres carrés. Source : Carnec *et al.*, 2002.

47 Le modèle HEC-HMS est un modèle dit « global », qui utilise des données d'entrée (superficie des bassins versants, pluviométrie etc.) pour reconstituer les différents débits ; il s'agit d'un outil de prévision. Le modèle HEC-RAS est un modèle dit « spatialisé », qui prend en compte les spécificités du terrain pour aboutir à des résultats locaux situés dans un maillage spatial. Ces deux types de modèles sont en cours d'élaboration par les autorités croates, bosniaques et serbes, également concernées par les crues de la Sava.

48 Marijan Babic, Croatian Waters. 23rd OSCE Economic and Environmental Forum SECOND PREPARATORY MEETING, Belgrade, 11-13 May 2015. The 2014 flooding disaster in Croatia – Experiences and lessons learned

49 Denes Loczy 2013, Geomorphological Impacts of Extreme Weather Case Studies from Central and Eastern Europe

6. Évaluation du service de séquestration de carbone, Lagune côtière de Burullus, Égypte

L'objectif est de fournir une évaluation économique du service de régulation du climat global par la séquestration de carbone rendu par la lagune de Burullus.

La lagune de Burullus est une lagune de type « ouverte », c'est-à-dire bénéficiant d'un apport d'eau de mer via le chenal d'Al-Bughaz, qui la relie à la mer Méditerranée. Habituellement, les lagunes ouvertes subissent d'importantes variations de pH, de salinité, d'oxygénation et de température dues au flux et reflux des eaux marines. Cependant les apports importants d'eau douce issue du drainage agricole et des exploitations aquacoles autour de Burullus limitent ces échanges, entraînant la désalinisation et l'eutrophisation du milieu.

Dans cette étude, les compartiments de carbone étudiés pour l'analyse biophysique sont les sédiments et les hélophytes (population de *Phragmites australis* dominante sur le site), pour lesquels des données sont accessibles. Le stock et les flux de carbone obtenus sont ensuite valorisés par la méthode économique du coût social du carbone.

6.1. LE CYCLE BIOGÉOCHIMIQUE DU CARBONE DANS LA LAGUNE DE BURULLUS

Les océans constituent un puits de carbone majeur, et auraient absorbé jusqu'à 41 % des émissions de carbone d'origine anthropique depuis le début de l'ère industrielle (Khatiwala *et al.*, 2009). Les zones humides côtières participent à ce rôle de séquestration de carbone par l'enfouissement de sédiments à haute teneur en carbone organique.

Dans la lagune de Burullus, les principaux flux qui constituent le cycle biogéochimique du carbone sont :

- pour les entrées de carbone dans l'écosystème lagunaire :
 - dissolution du dioxyde de carbone atmosphérique dans l'eau (carbone inorganique) ;
 - absorption de dioxyde de carbone atmosphérique par les végétaux chlorophylliens, dominés par *P. australis* ;
 - apports carbonés par les eaux usées (9 drains agricoles approvisionnent le lac Burullus).
- pour les flux internes à l'écosystème de la lagune :
 - transformation du carbone inorganique dissous (CID) en carbone organique dissous (COD) par le phytoplancton et la végétation aquatique, sous l'effet de la photosynthèse ;
 - sédimentation de la matière organique issue de la décomposition végétale et animale des organismes aquatiques.
- pour les sorties de carbone depuis l'écosystème lagunaire :
 - émission de dioxyde de carbone due à la respiration végétale ;
 - exploitation des roselières ;
 - ressources piscicoles pêchées et eau extraite de la lagune pour alimenter les bassins aquacoles *ex situ*.

Les principaux flux sont figurés dans la Figure 38 ci-dessous.

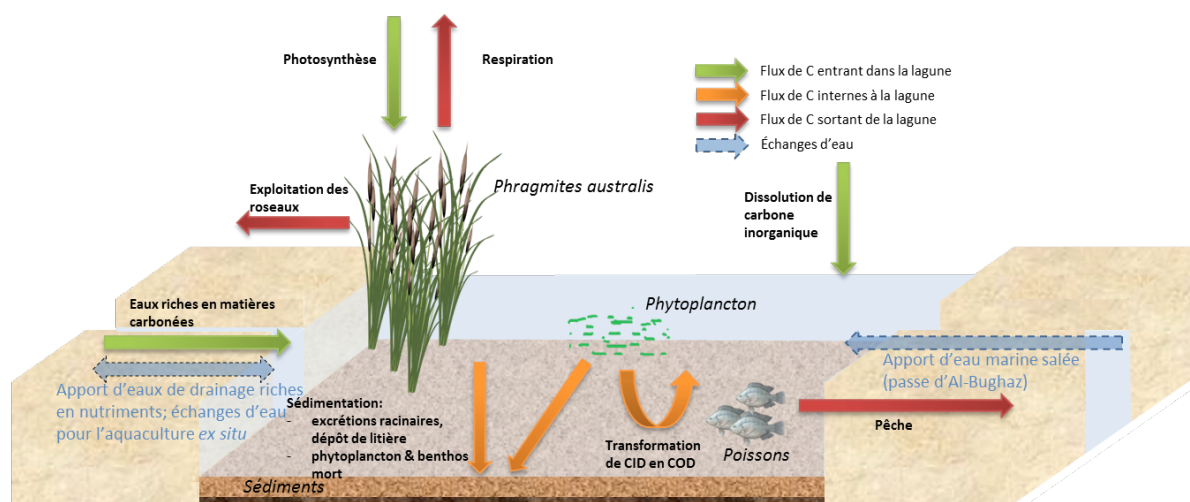


Illustration: Nomadéis

Figure 38 : Principaux flux du cycle biogéochimique du carbone dans la lagune de Burullus.

La plupart des flux de carbone au sein de l'écosystème de la lagune sont marqués par une forte variabilité temporelle. Pour ce qui est des flux liés à *P. australis*, ceux-ci sont dépendants du cycle de vie de cette angiosperme, qui connaît une période dormante de décembre à avril, durant laquelle les feuilles, tiges et panicules meurent et se déposent sous forme de litière, tandis que la plante subsiste à l'état de rhizome. C'est donc pendant la période de croissance, au printemps, que la production primaire est la plus importante, induisant l'absorption de dioxyde de carbone. Une part du carbone absorbé par la roselière sera ensuite intégrée au stock sédimentaire en période dormante.

L'activité photosynthétique du phytoplancton, qui transforme le CID en COD, est dépendante de nombreux paramètres dont la température, la salinité et la richesse en nutriments de l'eau, ainsi que son degré de turbidité. L'ensemble de ces facteurs est influencé par le régime hydrologique de la lagune de Burullus, fortement marqué par la gestion des arrivées d'eaux de drainage agricole et d'eaux usées via les 9 drains qui alimentent le lac, pour un total d'environ 3,9 millions m³ d'eau par an (El-Shinnawy, 2002). Lorsque les autorités décident d'ouvrir les vannes des drains et de générer ces apports d'eaux riches en nutriments et en matière organique, les caractéristiques biophysiques de l'eau du lac sont modifiées, notamment à cause des apports moindres en eau marine salée par le chenal d'Al-Bughaz (à l'Est du lac). Les impacts de cette gestion humaine sur le potentiel de séquestration de carbone du lac sont mal étudiés car très complexes. L'apport d'eaux de drainage tend à eutrophiser le lac, ce qui peut faciliter la prolifération du phytoplancton, mais également favoriser le développement d'algues vertes de type *Scenedesmus*, et donc augmenter la turbidité de l'eau. Toutes choses égales par ailleurs, la prolifération du phytoplancton doit stimuler la séquestration de carbone par photosynthèse ; cependant, le manque de luminosité dû à la présence d'algues vertes agit en sens inverse et limite l'activité photosynthétique. Par ailleurs, les apports d'eaux marines salées élèvent le gradient de salinité de l'eau de la lagune et abaissent sa température, du moins dans sa partie Est. Ces deux effets sont susceptibles de limiter l'activité photosynthétique du phytoplancton, et donc la séquestration de carbone dans le secteur du chenal d'Al Boughaz⁵⁰. L'impact de la gestion humaine de la lagune sur la séquestration de carbone par le phytoplancton est donc mal connu, les multiples effets d'un apport massif d'eaux de drainage (ainsi que domestiques et aquacoles) étant complexes et difficiles à quantifier.

À l'instar de nombreuses zones humides côtières, le potentiel de séquestration de carbone de la lagune de Burullus peut être altéré par la gestion de la zone et une utilisation non durable de ses ressources. Duarte *et al.* (2005) calculent ainsi que la perte d'habitats côtiers végétalisés a diminué le potentiel de séquestration de carbone des océans et des zones humides de 0,03 Gt de carbone par an au début du 21^{ème} siècle.

⁵⁰ Voir par exemple Watanabe *et al.* (2015) sur les effets de la salinité sur la séquestration carbone dans une lagune japonaise, et Ali *et al.* (2012) sur les variations temporelles de la population de phytoplancton dans le lac Burullus en fonction de la salinité, de la turbidité et de la température.

6.2. ÉVALUATION BIOPHYSIQUE DU STOCK ET DES FLUX NETS DE CARBONE

La littérature grise sur le cycle du carbone emploie souvent une typologie des différents réservoirs de carbone du type carbone bleu/carbone vert/ carbone brun/ carbone noir. Cette différenciation présente cependant des risques de confusion dès lors que l'on cherche à définir précisément le périmètre de chaque compartiment. En effet, le carbone bleu désigne non seulement le carbone dissous contenu dans les masses d'eau, mais également l'ensemble du stock de carbone accumulé dans les organismes vivant en milieu aquatique (Nellemann *et al.*, 2009). De même, le carbone vert comprend les végétaux mais également leur sol (Keith *et al.*, 2008). Le carbone brun ne correspond pas au carbone organique du sol (SOC « *Soil Organic Carbon* »), mais bien aux gaz à effet de serre. Enfin, le carbone noir est constitué des particules solides issues de la combustion incomplète de combustibles fossiles (Andreae *et al.*, 2006). Plutôt que de reprendre cette typologie, on préférera désigner les différents compartiments carbone explicitement selon leur nature (végétaux, sédiments, phytoplancton etc.).

Le service de séquestration du carbone est évalué par une approche en termes de stocks (le carbone accumulé par la zone dans le passé) et une approche par flux (vision dynamique).

6.2.1. Quantification du stock de carbone

Le stock actuel de carbone de la lagune est estimé sur la base des deux principaux compartiments séquestrant du carbone sur le site : sédiments et biomasse végétale aquatique (roselière).

Le carbone organique du sol (SOC : « *Soil Organic Carbon* ») est évalué en actualisant les résultats obtenus par une étude récente (Eid and Shaltout, 2013), en tenant compte de l'évolution des surfaces végétalisées entre 2011⁵¹ et aujourd'hui. En effet, l'analyse des 60 prélèvements réalisés en 2011 (6 lieux d'échantillonnage et 10 échantillons par site) permet de conclure que le statut végétalisé ou non de la zone affecte sensiblement le stock de carbone sédimentaire estimé. En effet, en raison de l'excrétion racinaire, les zones de sédiments végétalisées font l'objet de transfert de carbone plus importants que les zones nues. Les auteurs ont utilisé des données de surface de 2005 pour représenter la couverture végétale associée à leurs carottages effectués en 2011 : On admettra donc que la couverture de la roselière était équivalente à ces deux dates. Cependant, la prolifération de *P. australis* étant sujette à des fluctuations importantes qui en font un des enjeux majeurs dans la gestion de la zone, il est intéressant de recalculer le stock de carbone contenu dans les sédiments de la lagune au regard de données plus détaillées et récentes concernant la répartition de la végétation, obtenues par analyse d'images satellites.

Stock de carbone dans les sédiments

Eid & Shaltout (2013) ont estimé le stock de SOC contenu dans les sédiments du lac en 2011 selon la méthode suivante : après séchage et tamisage (Wilke, 2005), 60 analyses de sédiment ont été réalisées en six emplacements et sur quatre tranches de profondeur (0 – 10 cm, 10 – 20 cm, 20 – 30 cm, 30 – 40 cm). Le SOC total (Gg C) a ensuite été obtenu en multipliant le SOC par unité de surface de chaque type de zone (végétalisée et non végétalisée) par la surface de la zone, puis en additionnant les valeurs selon la formule ci-dessous :

$$SOC_t = \sum_{i=1}^n SOC_{mi} \times A_i,$$

avec SOC_{mi} la masse de SOC par unité de surface de la zone i (kg C.m⁻²), A_i la surface de la zone de type i et n le nombre de zone ($n=2$).

Le détail des calculs présentés ci-dessous permet d'aboutir à un stock de SOC total de 3 375 Gg de carbone.

En complément, lors de notre étude, les surfaces végétalisées et non végétalisées présentes depuis 2011 ont été déterminées sur la base de cartographies issues de traitement d'images satellitaires réalisées par la Tour du Valat. Les densités végétales ont été établies à partir des valeurs moyennes de l'indice spectral NDVI entre les périodes hivernales et estivales de chacune des années analysées entre 2011-2015. Le détail de la méthodologie de télédétection satellite des différentes densités de végétaux est présenté dans l'Annexe J. Les surfaces végétalisées en 2015 sont présentées sur la Figure 39.

⁵¹ Faute de données plus précises, les données de 2005 fournies dans Shaltout *et al.* (2005) ont été utilisées pour approximer les surfaces de 2011.

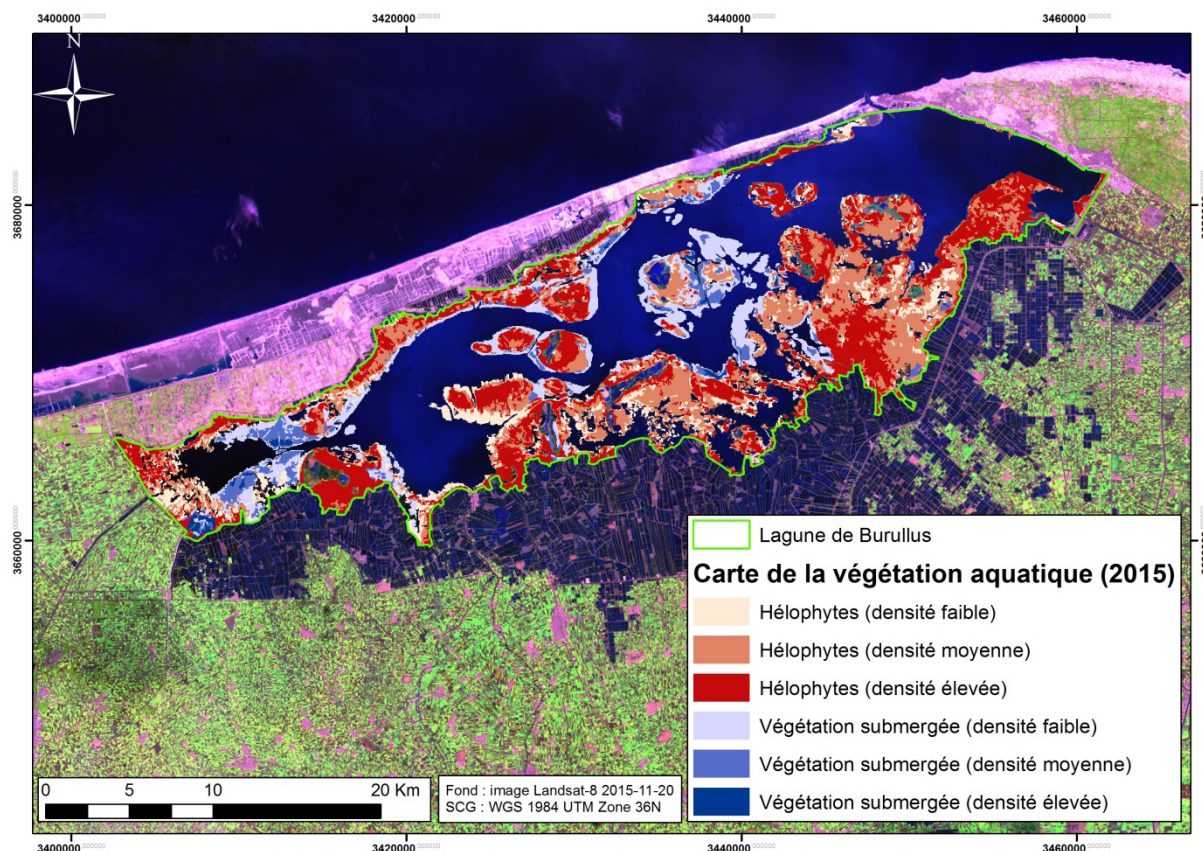


Figure 39 : Cartographie des surfaces végétalisées de lagune de Burullus en 2015 à partir des images Landsat 8 (Tour du Valat, 2016). Les densités sont définies par l'indice de végétation normalisé NDVI : densité faible (<20 %), densité moyenne (20-30 %) et densité élevée (>30 %).

Les surfaces végétalisées ainsi déterminées sont présentées dans le Tableau 21.

Type de couvert végétal	Superficie (en ha)				
	2011	2012	2013	2014	2015
Hélophytes (faible densité)	4 110	3 770	2 720	2 966	3 048
Hélophytes (densité moyenne)	4 854	5 062	5 602	7 123	7 172
Hélophytes (densité élevée)	8 775	8 937	10 104	8 248	7 710
Total hélophytes	17 740	17 768	18 427	18 338	17 929

Tableau 21 : Surfaces occupées par les hélophytes⁵² selon la densité du couvert végétal, de 2011 à 2015 (source : Tour du Valat, 2016).

⁵² Une plante hélophyte est une plante semi-aquatique, typiquement de marais, dont les racines vivent toujours sous les sédiments, mais les tiges, les fleurs et feuilles sont aériennes.

Les résultats du calcul du stock de carbone dans les sédiments sont résumés dans le Tableau 22:

	Zones végétalisées	Zones non végétalisées	Total
SOC par unité de surface (kg C.m ⁻²)*	9,3	7,4	
Surface (ha) estimée par cartographie	17 929	23 071	41 000
Part de la surface (%)	44	56	100
Stock de SOC (Gg C)	1 667	1 707	3 375

*Source : Eid & Shaltout 2013

Tableau 22 : Estimation du carbone organique (SOC) stocké dans les sédiments des zones végétalisées et non végétalisées du lac Burullus en 2015

Dans notre étude, le stock de carbone contenu dans les sédiments en 2015 est estimé à 3 375 Gg, à comparer avec les 3 181 Gg calculés par Eid & Shaltout (2013). Cet écart s'explique par la différence entre les surfaces de zones végétalisées et non végétalisées retenues : notre étude considère 17 929 ha occupés par les hélophytes (principalement *P. australis*), tandis que Eid & Shaltout utilisent des données de surface de 2005, où les zones végétalisées correspondaient à 8 200 ha⁵³. Selon leurs estimations, le SOC par unité de surface est plus élevé dans les zones végétalisées (9,3 kg C.m⁻² contre 7,4 kg C.m⁻² pour les zones non végétalisées), et une surface végétalisée plus grande conduit nécessairement à un stock de carbone total dans les sédiments plus important.

Stock de carbone dans la biomasse de *P. australis*

En ce qui concerne le carbone stocké dans la biomasse végétale, nous considérons dans notre étude que la couverture en hélophytes est assimilable à celle du roseau commun *P. australis* pour deux raisons :

- il s'agit de l'espèce d'angiospermes dominante dans la lagune (Eid & Shaltout, 2010), qui forme rapidement des regroupements monospécifiques denses quand les conditions lui sont favorables;
- il n'y a pas de données détaillées disponibles sur la répartition exacte des autres macrophytes (*Typha sp*, etc..).

Il est à noter que *P. australis* est exploité notamment comme combustible par la population locale (Khalil & Shaltout, 2005), relâchant ainsi directement dans l'atmosphère le carbone accumulé dans la plante. Cependant, cette dimension ne sera pas prise en compte dans notre étude.

Le contenu carbone de *P. australis* est calculé en multipliant la masse de matière sèche par mètre carré par son pourcentage de carbone, pour les parties aériennes (feuilles, tiges, panicules) et souterraines (rhizomes, racines) de la plante (source : Eid *et al.*, 2010). Cette masse de carbone par mètre carré est ensuite différenciée selon les trois seuils de densité définis plus haut. Les quantités de matière sèche par mètre carré données par Eid & Shaltout sont attribuées à une densité élevée du couvert de *P. australis*, puis les quantités pour les zones de moyenne et faible densité sont déduites proportionnellement⁵⁴. Enfin, les masses de carbone par mètre carré sont multipliées par les surfaces correspondant à chaque densité pour estimer la masse de carbone totale.

53 Par ailleurs, il existe une incertitude sur la nature de la couverture végétale comprise dans les zones végétalisées retenues par Eid & Shaltout, qui ne comprennent pas nécessairement uniquement des hélophytes.

54 Par exemple, pour déterminer la masse de matière sèche des parties aériennes de *Phragmites australis* pour une densité moyenne, on multiplie la masse équivalente pour une densité élevée (5,4 kg MS.m⁻²) par le rapport des densités moyenne et élevée (approximées par le centre de chaque classe, soit 25/65). Le choix d'un rapport de proportionnalité pour prendre en compte le contenu carbone des différentes densités de *Phragmites australis* ajoute une incertitude à l'estimation globale. En l'absence d'informations spécifiques à ce sujet, il s'agit en effet d'un choix « par défaut ».

	Masse (kg MS .m ⁻²)	Contenu C (%)	Masse C par unité de surface (kg C .m ⁻²)	Masse totale de C (Gg C)
Densité végétale faible				
Parties aériennes (feuilles, tiges, panicules)	0,83	0,43	0,36	10,89
Parties souterraines (rhizomes, racines)	0,25	0,44	0,11	3,30
<i>Sous- total densité faible</i>	<i>1,08</i>		<i>0,47</i>	14,19
Densité végétale moyenne				
Parties aériennes (feuilles, tiges, panicules)	2,08	0,43	0,89	64,05
Parties souterraines (rhizomes, racines)	0,62	0,44	0,27	19,42
<i>Sous-total densité moyenne</i>	<i>2,70</i>		<i>1,16</i>	83,47
Densité végétale élevée				
Parties aériennes (feuilles, tiges, panicules)	5,40	0,43	2,32	179,02
Parties souterraines (rhizomes, racines)	1,60	0,44	0,70	54,28
<i>Sous-total densité élevée</i>	<i>7,00</i>		<i>3,02</i>	233,30
Total				330,96

Tableau 23 : Stock de carbone contenu dans *Phragmites australis*.

Le stock de carbone contenu à la fois dans les sédiments et la biomasse des hélophytes (assimilés à *P. australis*) de la lagune Burullus peut être estimé à environ $3\,375 + 330,96 = 3\,706$ Gg, soit 3,7 millions de tonnes en 2015, les sédiments représentant 91 % du stock de Carbone.

6.2.2. Quantification des flux de carbone

En théorie, l'échange net de l'écosystème (ENE) (en anglais "*Net Ecosystem Exchange*", NEE) de la lagune devrait être estimé en tenant compte des flux de dioxyde de carbone et de méthane générés par l'ensemble des compartiments contribuant au cycle du carbone dans la lagune (sédiments, plantes, phytoplancton, macroalgues, colonne d'eau etc.). En pratique cependant, le manque de données disponibles sur les échanges gazeux dans la lagune et l'impossibilité pratique de réaliser de nouvelles mesures sur site ne permettent pas d'estimer les flux de carbone dans leur globalité. Cependant, dans ce type de milieu, selon des experts, on peut s'attendre à des émissions de méthane importantes, qui peuvent diminuer le stock de C sédimentaire.

- **Potentiel de séquestration de carbone des sédiments**

Après avoir estimé le stock de C contenu dans les sédiments de la lagune en 2011, Eid & Shaltout ont également estimé un potentiel annuel de séquestration de C par la lagune, en fonction de sa végétalisation. Les apports carbonés estimés par Eid & Shaltout (2013) sont actualisés en fonction de l'évolution des surfaces végétales depuis l'estimation de ce stock en 2011. Les 15 à 30 premiers cm du sol sont communément utilisés comme proxy du stock de carbone dans la littérature, dans la mesure où ils représentent plus de la moitié du stock global d'un sol (Walter et al., 2015) (Jenkins et al., 2013).

Remarque : Une étude du potentiel de séquestration carbone de différentes zones de la lagune de Venise (Doimi et al., 2013) a conclu à l'importance des macro-algues de fond dans les mécanismes d'absorption de CO₂ au sein du compartiment sédimentaire, suggérant donc de prendre en compte ce compartiment dans le cas de la lagune de Burullus. Cependant, les données nécessaires à cette évaluation n'ont pas pu être obtenues pour le site de Burullus, et un simple transfert des coefficients de séquestration observés en Italie n'est pas envisageable, en raison des natures différentes des deux environnements, et de la différence entre les communautés végétales qu'ils abritent (principalement *Ulva lactuca*, *Enteromorpha* sp et *Zoostera* sp dans la lagune de Venise, et *Potamogeton pectinatus* dans la lagune de Burullus ; Shaltout et al., 2008). De plus, le potentiel de séquestration de carbone des macroalgues intègre annuellement le compartiment sédimentaire, or le stock de carbone contenu dans les sédiments est déjà évalué par ailleurs. En effet, avec un taux de sédimentation de 4,7 mm. an⁻¹ (3,9 mm.an⁻¹ avant la construction du haut barrage d'Aswan en 1960 et 2,1 mm.an⁻¹ après (Khalil & Shaltout, 2005, cité dans Eid & Shaltout 2013) et des prélèvements réalisés à 40 cm de profondeur, les analyses des sédiments menées par Eid & Shaltout en 2011 refléteraient 85 ans de dépôts carbonés au fond du lac, prenant donc indirectement en compte la contribution des macroalgues de fond à la séquestration de carbone dans les sédiments.

À la suite de Xiaonan et al. (2008) et Shaltout et al. (2013), le taux de séquestration carbone des sédiments pour chaque type de zone i (CSR _{i} , g C.m⁻².an⁻¹) est estimé à partir de la densité volumique du sol, du taux de sédimentation R (mm.an⁻¹) et du pourcentage de SOC. Le potentiel de séquestration carbone total de la lagune (CSP _{t} , Gg C.an⁻¹) est ensuite donné par :

$$CSP_t = \sum_{i=1}^n CSP_i \times A_i, \text{ où } CSP_i \text{ est le CSP (Gg C an}^{-1}\text{) de la zone } i \text{ et } A_i \text{ est la surface (en m}^2\text{) de la zone } i.$$

Les résultats sont résumés dans le Tableau 24.

	Zones végétalisées	Zones non végétalisées	Total
Taux de séquestration carbone dans les sédiments (CSR, gC.m ⁻² .an ⁻¹) ^a	14,9	8,6	
Surface (ha)	17 929	23 071	41 000
Potentiel de séquestration carbone dans les sédiments (CSP, GgC.an ⁻¹)	2,67	1,98	4,66

^a Source : Shaltout et al., 2013

Tableau 24 : Contenu carbone de la sédimentation annuelle.

Potentiel de séquestration carbone de *P. australis*

P. australis étant une espèce vivace qui survit l'hiver à l'état de rhizome, les variations saisonnières de la quantité de carbone contenu dans 1 mètre carré de végétation sont extrêmement marquées. L'activité photosynthétique – principal mécanisme conduisant à la séquestration de carbone- est la plus intense durant la période de croissance, soit au printemps. L'estimation du flux net de carbone à un moment donné de l'année ou en moyenne annuelle n'ayant pas de sens pour évaluer la contribution globale de la plante à la séquestration de carbone, il faut donc plutôt estimer la quantité annuelle de carbone atmosphérique soustraite à son environnement par 1 mètre carré de *P. australis*. Cette dimension correspond bien au service de séquestration annuelle de carbone par *P. australis*.

En l'absence de mesures *in situ*, les données les plus fiables sur la dynamique et le bilan carbone de cette espèce sur le site de Burullus sont les résultats du modèle mentionné dans Eid et al. (2010). Ce modèle, élaboré par Soetaert et al. (2004), a été calibré avec des données recueillies sur le site-même (échantillons recueillis en huit endroits du lac, et lors de cinq saisons différentes pour trois d'entre eux). Les entrées de carbone au sein du cycle interne de la plante ont lieu principalement par photosynthèse et mobilisation du rhizome. Les sorties sont générées par respiration et dépôt des parties mortes (panicules, feuilles, rhizomes et racines). Parties aériennes et souterraines confondues, le bilan annuel net des échanges de carbone entre 1 mètre carré de *P. australis* et l'atmosphère est évalué ainsi :

C soustrait à l'atmosphère par 1 m² de *Phragmites* en une année (g C.m⁻².an⁻¹)

= C absorbé par photosynthèse (4 469 g C.m⁻².an⁻¹) – C émis par respiration (708 g C.m⁻².an⁻¹)

= 3 761 g C.m⁻².an⁻¹

Ce chiffre est comparable à celui fourni par Gonzalez-Alcaraz *et al.* (2012) dans une étude réalisée dans le milieu le plus proche de Burullus identifiée dans la littérature (lagune de Mar Menor en Espagne : lagune saumâtre et eutrophisée par l'apport d'effluents et d'eaux de drainage agricole, dominée par *P. australis*, dans un climat méditerranéen). Dans ce milieu, le bilan annuel net de carbone de *P. australis* est de 3 205 g C.m⁻².an⁻¹.

Selon la même procédure que pour estimer le contenu en carbone de la biomasse de *P. australis*, on différencie le bilan net annuel de carbone pour 1 m² de végétation selon les trois seuils de densité (faible, moyenne, élevée), en attribuant la valeur de 3 761 g C.m⁻².an⁻¹ à la densité élevée. On multiplie ensuite ces valeurs par les surfaces de couvert végétal correspondantes, pour fournir une approximation du potentiel de séquestration de carbone atmosphérique global de *P. australis* (cf. Tableau 25 ci-dessous).

	Par m ² (g C.an ⁻¹)	Total (Gg C.an ⁻¹)
Densité de roseaux faible		
C absorbé par photosynthèse	687,5	21,0
C émis par respiration	108,9	3,3
C stocké annuellement	578,6	17,6
Densité de roseaux moyenne		
C absorbé par photosynthèse	1718,8	123,3
C émis par respiration	272,3	19,5
C stocké annuellement	1446,5	103,7
Densité de roseaux élevée		
C absorbé par photosynthèse ^a	4469	344,5
C émis par respiration ^a	708	54,6
C stocké annuellement	3761	290,0
Total (Gg C an⁻¹)		411,3

^a Source : Eid, Shaltout *et al.* (2010)

Tableau 25 : Séquestration annuelle nette de carbone atmosphérique par *P. australis*.

Trois raisons peuvent expliquer l'écart entre la séquestration annuelle nette de carbone atmosphérique par *Phragmites australis* (411,3 Gg C.an⁻¹) et le contenu en carbone de la sédimentation annuelle (4,66 Gg C. an⁻¹) :

- la lenteur de la décomposition des tissus végétaux ligneux (rhizome), dont le contenu en carbone organique peut mettre plusieurs années à se retrouver dans les sédiments ;
- la faible durée de vie des tissus non ligneux (feuilles, panicules), dont le contenu en carbone ne se retrouve pas intégralement dans les sédiments et peut être consommé par des détritivores. Le taux de décomposition de ces tissus semble être particulièrement rapide dans les milieux eutrophisés, comme c'est le cas de la lagune de Burullus (Eid *et al.*, 2012) ;
- les pédon analysés par Eid & Shaltout ne contiennent pas de rhizomes morts ou de racines, au contenu en carbone organique important.

• Bilan net en méthane

Les études disponibles sur les émissions de méthane dans des milieux ripariens dominés par *P. australis* indiquent de faibles quantités de méthane émises par rapport au bilan carbone global (de l'ordre de 3 à 5%, cf.

Walters, 2010). En l'absence de mesures existantes sur le site de Burullus, et sans certitude sur l'extrapolabilité des chiffres obtenus par eddy-covariance dans des milieux différents de celui de la lagune égyptienne (0,4 à 31 mg C.m⁻².h⁻¹ dans le Minnesota⁵⁵ ; 0 à 163 mg C.m⁻².h⁻¹ dans une plaine alluviale du bassin de l'Amazonie⁵⁶), on ne proposera pas d'estimation du bilan net de méthane de la lagune de Burullus.

6.2.3. Conclusion de l'évaluation biophysique

Le service écosystémique de séquestration de carbone dans la lagune de Burullus est abordé sous une double dimension : le stock et les flux. En termes de stock de carbone, seuls les deux compartiments les plus importants sont étudiés, à savoir les sédiments et la roselière. La quantité de carbone stockée dans les sédiments est évaluée grâce aux mesures effectuées par Eid & Shaltout (2013), et actualisée sur la base de nouvelles cartographies. L'évolution de la surface végétalisée conduit à une estimation du stock de carbone dans les sédiments de 3 375 Gg. Le carbone contenu dans la biomasse végétale est lui estimé en assimilant l'ensemble des hélophytes à l'espèce *P. australis*. Cette hypothèse permet d'évaluer le stock de carbone dans la matière sèche de ce roseau, en tenant compte des différentes classes de densité relevées par télédétection satellite. Compte tenu des surfaces constatées en 2015, le stock de carbone contenu dans les hélophytes est estimé à 330,96 Gg, et le stock total de carbone dans les sédiments et la biomasse végétale à 3 706 Gg de carbone.

Pour ce qui est des flux, le manque de données ne permet pas de fournir une approximation de l'échange net de l'écosystème (ENE), mais seulement de donner une estimation des flux de carbone annuels nets engendrés par la roselière (assimilée à *Phragmites australis*), soit une absorption nette de 411,3 Gg de carbone par an, ainsi que du contenu en carbone de la sédimentation annuelle, soit 4,66 Gg de carbone par an. Cette approximation pourrait être complétée par une étude de la contribution d'autres compartiments au cycle du carbone dans la lagune (ex : phytoplancton), et une caractérisation des flux de méthane.

6.3. ÉVALUATION ÉCONOMIQUE DU SERVICE DE SÉQUESTRATION DE CARBONE

6.3.1. Méthode du coût social du carbone

Parmi les diverses méthodes utilisées dans la littérature pour valoriser économiquement le carbone, celle dite du « coût social du carbone » est la mieux adaptée au cas du site de Burullus. Les autres approches alternatives présentent en effet des limites dissuasives :

Mécanisme de Développement Propre

Ouvert aux pays listés dans l'Annexe I du Protocole de Kyoto, le MDP permet aux pays en développement de financer des infrastructures qui évitent ou réduisent les émissions de gaz à effet de serre sur leur territoire. En échange, les crédits achetés par les financeurs des pays « Annexe I » sont décomptés dans la poursuite de leurs objectifs chiffrés de réduction d'émissions.

Mise en Œuvre Conjointe

La MOC fonctionne sur le même principe que le MDP (des investisseurs achètent des crédits carbone leur permettant d'améliorer leur bilan d'émissions, et financent ainsi des infrastructures propres), mais les projets sont menés dans des pays développés. La plupart d'entre eux ont jusqu'ici été portés dans les pays en transition de l'ex-Union Soviétique.

⁵⁵ Crill et al., 1988

⁵⁶ Devol et al., 1988

- La méthode par les prix de marché suppose de pouvoir justifier du choix du cours du marché carbone pertinent, or l'Égypte n'est pas actuellement membre d'une zone ayant mis en place un tel mécanisme. Le pays est ainsi officiellement inscrit sur la liste des pays dits « non- Annexe I » du Protocole de Kyoto (2005), et peut donc participer au Mécanisme⁵⁷ de Développement Propre (MDP) et aux projets de Mise en Œuvre Conjointe (MOC ; voir ci-dessous). Jusqu'à l'entrée en vigueur de l'Accord de Paris sur le climat, l'Égypte était donc dispensée de poursuivre des objectifs chiffrés de réduction de ses émissions de gaz à effet de serre. Par conséquent, et même si l'Égypte a exprimé sa volonté de mettre en place un marché du carbone dans le cadre de sa stratégie nationale pour atteindre ses objectifs de réduction d'émissions⁵⁸, l'application des cours d'un marché spécifique n'est pas justifiée. Par ailleurs, il apparaîtrait insatisfaisant de retenir un prix moyen ou médian sur la base d'une analyse de l'ensemble des marchés mondiaux à cause de la dimension erratique des cours.
- Dans les pays ayant mis en place une taxe carbone, la valorisation d'un stock de carbone peut s'effectuer sur la base du taux d'imposition prévu par la loi ; l'Égypte n'a cependant pas mis en place de dispositif fiscal de ce type, et la solution du marché carbone semble préférée à l'avenir pour atteindre les objectifs de réduction des émissions (CPDN Égypte, 2015).
- La méthode par les coûts de remplacement consisterait à évaluer le coût d'un investissement permettant de séquestrer une quantité de carbone équivalente à celle émise en cas de libération dans l'atmosphère de la totalité du stock contenu dans la lagune. Cependant, il n'existe aucun projet de séquestration et de stockage de carbone existant ou envisagé en Afrique du Nord qui puisse constituer une référence pertinente pour estimer le coût d'une infrastructure dimensionnée pour rendre un service équivalent à celui fourni par la zone humide⁵⁹.

La méthode retenue est donc celle du coût social du carbone. Ce coût théorique désigne la perte d'utilité engendrée par l'émission d'une tonne de carbone supplémentaire lorsque le niveau de pollution est optimal, c'est-à-dire résultant de l'optimisation d'une trajectoire de croissance compte tenu de projections sur, entre autres, le taux d'intérêt et le taux de croissance de la population. Cette notion, popularisée par le Rapport Stern (Stern, 2006), a été largement reprise par la littérature de l'évaluation économique de services écosystémiques⁶⁰. Toutefois, il existe des débats académiques sur le paramétrage des hypothèses (cf 7.3).

Le Tableau 26 résume les options méthodologiques possibles et leurs caractéristiques respectives.

Méthode	Limites et caractéristiques
Prix de marché	L'Égypte ne fait pas partie d'un marché obligatoire.
Taxe carbone	Inexistante en Égypte.
Coût de remplacement	Pas de projet existant qui puisse servir de référence pertinente.
Coût social (méthode retenue)	Méthode la plus fiable malgré les précautions à prendre sur le choix des paramètres (statiques et dynamiques).

Tableau 26 : Options méthodologiques pour l'évaluation économique du service de séquestration carbone par la lagune de Burullus.

Le stock et le flux net de carbone seront ainsi évalués économiquement, le premier pour quantifier le coût théorique immédiat d'une disparition du service écologique, le second pour estimer la valeur du service auquel il faudrait renoncer chaque année le cas échéant.

⁵⁷ Les marchés carbone existants sont nationaux (Suisse), internationaux (marché européen ETS) ou régionaux (province de l'Alberta, Canada).

⁵⁸ « A national market for carbon trading may be established. This national market may further be developed into a regional market, which can attract foreign direct investment in national carbon credit transactions, especially in the Arab and African region » (CPDN Égypte, 2015).

⁵⁹ Cette méthode a pu être utilisée pour évaluer économiquement les services écosystémiques d'épuration naturelle (Gren, 2013) ou de protection contre les événements extrêmes (Sathirathai, 1998), mais jamais, semble-t-il, pour le service de séquestration du carbone.

⁶⁰ Voir par exemple Canadian Boreal initiative, 2005.

6.3.2. Détermination de la valeur du coût social du carbone

Le coût social du carbone (CSC) désigne le coût, en termes de dommages économiques sur la population, de l'émission d'une tonne de carbone supplémentaire dans l'atmosphère, par rapport à une trajectoire d'émission de référence (correspondant par exemple à un scénario obtenu en extrapolant les tendances démographiques et économiques actuelles). Plus précisément, il s'agit du changement dans la valeur actualisée de l'utilité de la consommation par tonne supplémentaire de CO₂-équivalent émise, mesurée en termes de consommation actuelle :

$$CSC(t) = -\frac{\partial W}{\partial E(t)} / \frac{\partial W}{\partial C(t)},$$

où CSC(t) est le coût social du carbone à l'année t, W la richesse accumulée sur la période considérée, E(t) la quantité de gaz à effet de serre émise durant l'année t et C(t) la consommation agrégée pendant l'année t. Le numérateur exprime l'impact marginal des émissions sur la richesse à l'année t, et le dénominateur l'effet sur la richesse d'une unité de consommation agrégée supplémentaire pendant l'année t, pris comme numéraire.

La plupart des estimations du coût social du carbone sont issues de la simulation de l'un des trois modèles nommés DICE, PAGE et FUND (Nordhaus, 2014). Ces modèles dits « IAM » (Integrated Assessment Models) comportent tous une partie géophysique (qui estime la sensibilité climatique, c'est-à-dire la relation entre quantité d'émissions de gaz à effet de serre et réchauffement climatique) et une partie économique, qui traduit le réchauffement climatique en termes de dommages économiques. Ces trois modèles procèdent tous en quatre étapes principales :

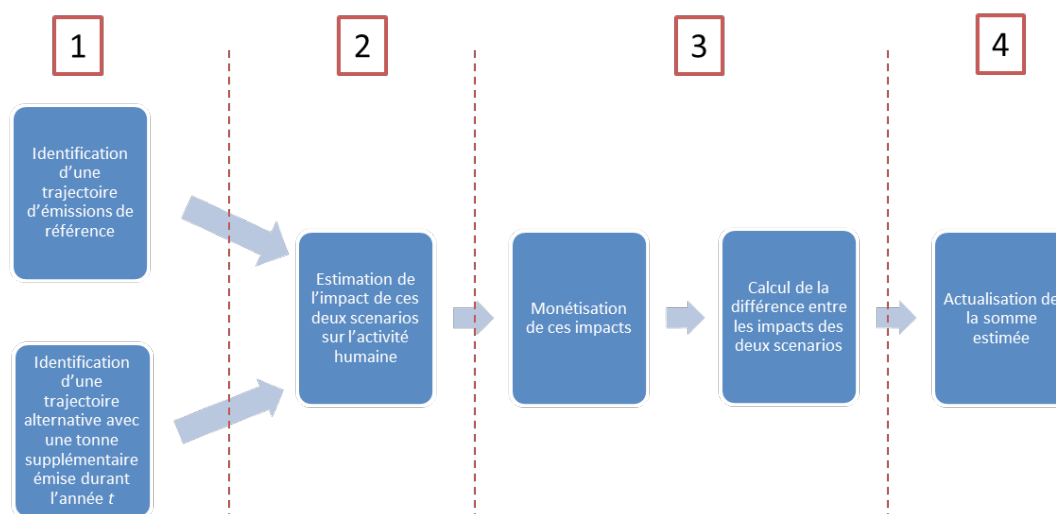


Illustration: Nomadéis

Figure 40 : Séquence d'estimation du coût social du carbone par les modèles IAM (Integrated Assessment Models).

Les différences entre les estimations du coût social du carbone proviennent essentiellement des choix effectués lors du calibrage des hypothèses correspondant aux différentes étapes, et notamment de la valeur retenue pour le taux d'actualisation. Ce paramètre crucial appréhende le poids qu'une société accorde au futur par rapport au présent, l'importance que la proximité temporelle confère à une variable. Un taux d'actualisation de 3 % signifie par exemple que la société retire une utilité équivalente de 100 euros à l'année t et de 103 euros à l'année t+1. La détermination du taux d'actualisation dépend de facteurs éthiques mais également de l'observation passée, sans qu'une règle générale ne s'impose⁶¹. Pour saisir l'importance de ce paramètre, il suffit de constater l'écart entre les estimations du coût social du carbone correspondant à différentes valeurs : le rapport Stern (Stern, 2006)

61 Par exemple, dans le cadre d'un modèle dit « à la Ramsey », le taux d'actualisation R doit vérifier l'équation $R = \delta + \eta g$, où δ est le taux de préférence pure pour le présent, δ est le coefficient d'aversion relative aux risques et g est le taux de croissance de la consommation.

adoptait un taux d'actualisation extrêmement faible de 0,1 %, ce qui conduit à un CSC estimé à 89 \$/t CO₂^{-eq} en 2015, tandis qu'un calibrage avec un taux d'actualisation à 1,5 % donne un CSC de 20 \$/t CO₂^{-eq} (Nordhaus, 2007).

Il faut donc être conscient des limites intrinsèques à l'estimation du CSC par simulation d'un modèle IAM : les valeurs obtenues dépendent crucialement des hypothèses retenues, sans qu'il soit toujours possible de justifier celles-ci de manière satisfaisante (Pindyck, 2013). Le Tableau 27 résume les catégories d'hypothèses à poser lors de chaque étape de simulation d'un modèle IAM :

Étapes	Hypothèses
1	- Futures politiques climatiques et leurs effets sur les émissions de gaz à effet de serre - Évolution de la population - Évolution du PIB - Évolutions technologiques
2	- Équations géophysiques traduisant la quantité d'émissions en changement de température - Effets du réchauffement climatique sur les activités humaines
3	Estimation d'une fonction de dommages permettant de monétariser les impacts du changement climatique
4	Choix du taux d'actualisation

Tableau 27 : Hypothèses de calibrages des modèles du type Integrated Assessment Models.

Dans ce contexte et étant donné le nombre d'estimations différentes présentes dans la littérature, certains auteurs⁶² ont procédé par méta-analyse, pour tenter de proposer un CSC unifié aux décideurs publics. Cependant, comme le souligne Nordhaus (2014), cette démarche est peu convaincante, car une méta-analyse doit s'effectuer sur des sources indépendantes les unes des autres, or la quasi-totalité des estimations du CSC est faite sur la base de l'un des trois modèles DICE, PAGE ou FUND. En 2010, le Groupe de travail interministériel américain a publié un rapport de référence (US Interagency Working Group, 2010)⁶³, dans lequel est retenu un encadrement pour le coût social du carbone entre 9,6 et 49,1 €/t CO₂-eq, valeurs correspondant à des taux d'actualisation de 5 et 2,5 % respectivement⁶⁴. En cohérence avec cet intervalle, **cette étude propose de retenir un coût social du carbone de 30 euros par tonne d'équivalent CO₂, soit 110 euros par tonne de carbone**⁶⁵.

6.3.3. Valeur économique du service de séquestration carbone

- ⇒ À un prix du carbone de 30 euros par tonne d'équivalent CO₂, soit 110 euros par tonne de carbone, le service de stockage de carbone rendu par le site de Burullus peut être évalué à environ 110 × 3 706 000 = 407 660 000 euros.
- ⇒ Le service de séquestration de carbone atmosphérique par *P. australis* peut être évalué à 110 × 411 300 = 45 243 000 euros par an.
- ⇒ Chaque année, la sédimentation piège un contenu en carbone organique évalué à 110 × 4 660 = 512 600 euros.

62 Voir par exemple (Tol, 2008).

63 Chiffre actualisé en 2013 après le rapport de 2010.

64 Les bornes de cet intervalle ont été définies en comparant les simulations des trois modèles IAM principaux.

65 Cette valeur est également cohérente avec le chiffre de 26,3 €/t CO₂-eq utilisé par la Banque mondiale dans les évaluations de projets (Banque mondiale, 2014).

6.4. CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS

Le cycle du carbone au sein de la lagune comprend de multiples compartiments (végétation, sédiments, phytoplancton etc.), à l'origine des différents flux de carbone. L'atmosphère et l'environnement immédiat de la lagune sont également des compartiments extérieurs en interaction avec l'écosystème lagunaire. Dans la lagune de Burullus, ce fonctionnement est influencé par un fort degré d'anthropisation, qui concerne tant le régime hydrologique du lac que son eutrophisation.

Par ailleurs, le site d'étude est particulièrement vaste, puisqu'il s'agit de la plus grande roselière de Méditerranée. L'évaluation biophysique du service écologique de séquestration de carbone se trouve donc impactée à deux titres par l'échelle du site d'étude : les ordres de grandeurs doivent être envisagés en fonction de l'étendue du site, et toute approche synthétique devient forcément simplificatrice. Le parti pris de cette étude a donc consisté à estimer la contribution de deux compartiments principaux au cycle du carbone : les sédiments et la population de *Phragmites australis*. Pour chacun de ces compartiments, le stock de carbone et les flux de carbone ont été estimés.

Il faut cependant garder à l'esprit que ces résultats biophysiques, et donc l'estimation de la valeur économique qui en découle, devraient être complétés par la prise en compte d'autres compartiments du cycle du carbone dans la lagune, notamment le phytoplancton et les macro-algues.

Un bilan carbone plus complet devrait également prendre en compte les émissions de méthane sur le site, ce qui ne peut être envisagé que par l'installation d'infrastructures de mesure adaptées.

Enfin, l'influence de certains paramètres biophysiques clés sur la dynamique de séquestration du carbone, en particulier l'influence de la salinité et de la température de l'eau, est encore mal connue et pourrait l'objet de recherches futures.

Dans l'état actuel des connaissances, on constate cependant déjà que la valeur économique estimée du service de séquestration de carbone rendu par la lagune de Burullus est considérable. Cette conclusion, atteinte malgré la prise en compte d'un coût social du carbone « raisonnable »⁶⁶, est une incitation, d'une part, à améliorer les connaissances actuelles sur le fonctionnement des différents compartiments du cycle du carbone au sein de la lagune⁶⁷, et, d'autre part, à ne pas négliger ce service écologique dans les arbitrages réalisés sur la préservation de la zone – tant en termes de contrôle du régime hydrologique que de gestion de la population de roseaux.

66 C'est-à-dire supérieur au prix du carbone actuel sur le marché européen (9 euro par tonne de CO₂), mais inférieur au prix constaté dans certains pays (130 euros par tonne de CO₂ en Suède par exemple). Source : OMC, 2015

67 Notamment en assurant un suivi cartographique régulier des surfaces végétalisées, et en mesurant les apports de carbone organique par les eaux de drainage déversées dans la lagune.

7. Évaluation du service de séquestration de carbone, Tourbières de Yenicağa, Turquie

L'objectif est de fournir une évaluation économique du service de séquestration carbone rendu par les tourbières⁶⁸ de Yenicağa, à travers la quantification du stock et des flux nets de carbone (CO_2 et CH_4). En cas de surexploitation de la tourbière, la zone humide ne serait plus à même d'assurer les deux dimensions du service de séquestration carbone : le stock de carbone accumulé serait libéré, et, le cas échéant, la zone ne jouerait plus son rôle dynamique de puits de carbone (approche par flux). Le coût d'abattement marginal du carbone est utilisé pour proposer une estimation économique du service écologique.

7.1. LE CYCLE BIOGÉOCHIMIQUE DU CARBONE DANS LES TOURBIÈRES

Si les tourbières ne représentent que 3 % de la surface continentale (et sont surtout présentes dans l'hémisphère Nord), elles contiennent jusqu'à 33 % du carbone organique des sols planétaire (Gorham, 1991). Les tourbières en bon état de conservation fonctionnent comme des puits de carbone. Ainsi, la préservation de l'intégrité de ces zones humides est un enjeu important dans une perspective de limitation des émissions anthropiques de gaz à effet de serre (GES), contribuant à l'atténuation du réchauffement climatique.

Les tourbières sont des écosystèmes clés dans le cycle biogéochimique du carbone (Figure 41) au regard de leur potentiel de séquestration de carbone, d'une part par la formation et la conservation de carbone organique sous forme de tourbe et d'autre part via les flux de gaz carbonique qui s'y opèrent (intégration du carbone minéral atmosphérique et stockage sous forme organique par la photosynthèse, rejet de carbone minéral nocturne par la biomasse végétale et activité méthanogène des microorganismes).

La tourbière de Yenicağa est une tourbière à carex (*Carex limosa* L.), ou tourbière de bas-marais⁶⁹. Celle-ci est alimentée en eau par une nappe souterraine affleurant la surface du sol. Le couvert végétal dit « non spécialisé » qui s'y développe est dominé par les cypéracées, espèces colonisatrices les plus fréquentes telles que les laïches (*Carex paniculata*, *Carex elat* etc.) (Sumer, 2002).

Généralement, l'engorgement quasi permanent des sols de tourbières (entre 70 et 90 % d'eau), relativement acides et peu oxygénés, implique une faible décomposition de la matière organique morte par les bactéries. 10 % du dioxyde de carbone fixé par photosynthèse par la biomasse végétale ne peut être rejeté dans l'atmosphère. Il en résulte à court terme une forte accumulation de la biomasse végétale et, à plus long terme, la formation de tourbe. En moyenne, l'ordre de grandeur de la formation d'une tourbière est le millier d'années, à raison de l'élaboration de 5 cm de tourbe par siècle. Celle-ci contient entre 70 et 100 % de matière sèche organique, par opposition à un sol minéral dont les teneurs en matière sèche organique n'excèdent pas 10 à 15 % (Burt et al., 1993).

Les tourbières engorgées offrent des conditions anaérobies et présentent, quand elles sont traversées par des drains, une forte activité méthanogène par le biais d'archées. Ces bactéries sont associées au processus de fermentation de la matière organique, qui s'opère à l'échelle d'une dizaine de jours.

Néanmoins, une fois la capacité maximale de stockage de carbone organique sous forme de tourbe atteinte, le piégeage du carbone est quasiment nul au niveau des tourbières dont l'activité turfigène (constitution de la tourbe) est arrêtée. De fait, ce type de tourbières présente davantage un intérêt de « conservation » afin d'éviter la remobilisation d'un stock important de carbone capté durant leur activité turfigène, qu'un réel service de « puits de carbone ».

⁶⁸ Deux types d'exploitation coexistent : *in situ*, la culture sur tourbe après drainage concerne l'agriculture et la foresterie ; *ex situ*, la tourbe est principalement utilisée comme combustible ou comme terreau horticole.

⁶⁹ La tourbière de bas-marais, appelée encore tourbière à carex, est la première étape de formation des tourbières, suite à un comblement progressif d'une dépression par les végétaux non spécialisés (laïches, roseaux). S'ensuit une accumulation des eaux de pluie légèrement acides à la surface de la tourbière à carex, et une phase de croissance des sphaignes, mousses acidiphiles. Cette deuxième étape caractérise la tourbière vivante. Enfin, lorsque l'épaisseur de la tourbe empêche les mousses de puiser de l'eau, des végétaux habituellement inféodés à des milieux secs s'installent. On parle alors de tourbière morte ou bombée. Source : Pôle-Relais Tourbières.

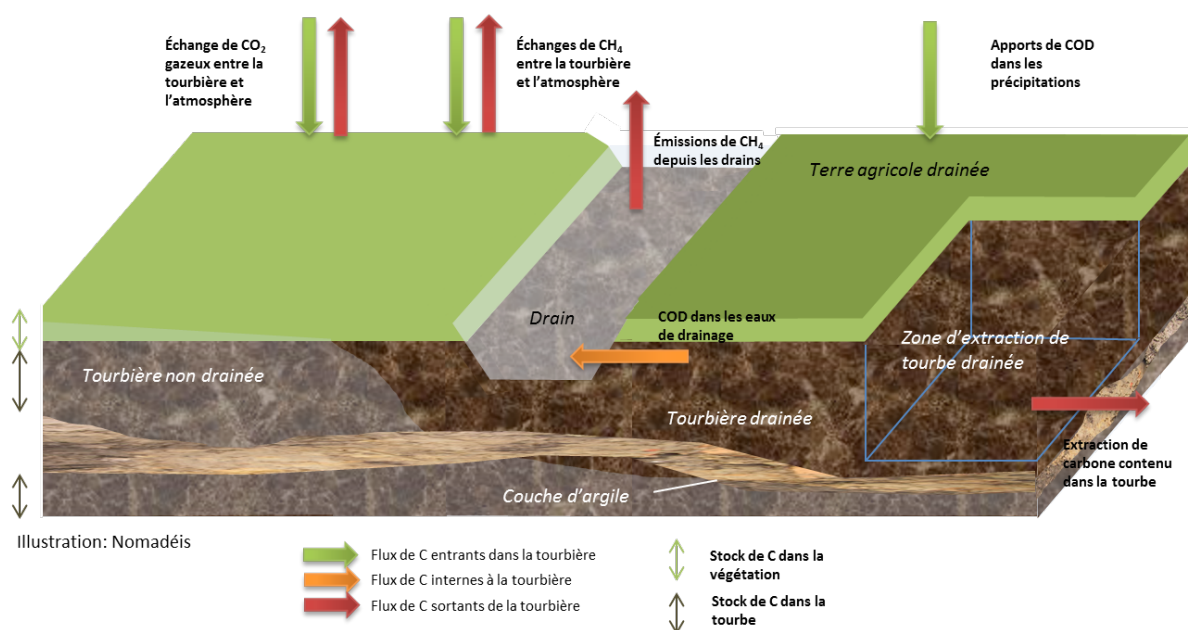


Figure 42 : Principaux flux et stock de carbone dans la tourbière de Yenicağa, Turquie.

Sources d'émissions de carbone vers l'atmosphère

- Émissions de CO₂ vers l'atmosphère ;
- Carbone organique et minéral dissous dans l'eau de pluie (COD) ;
- Émissions de CH₄ par la biomasse végétale souterraine (racines) ;
- Extraction de carbone sous forme de tourbe pour un usage anthropique.

Sources de stockage dans le sol

- Stockage de CO₂ atmosphérique fixé par l'activité photosynthétique des végétaux ;
- Consommation par les bactéries méthanotrophes de CH₄ produit par les bactéries méthanogènes ;
- Apport de carbone organique dissous par l'eau de pluie.

7.2. ÉVALUATION BIOPHYSIQUE DU STOCK ET DES FLUX NETS DE CARBONE

7.2.1. Quantification du stock de carbone

Pour être exhaustive, une estimation du stock de carbone contenu dans l'écosystème de la tourbière doit théoriquement agréger les stocks séquestrés dans deux compartiments, le sol et la biomasse végétale.

En ce qui concerne le sol, dans notre étude, le stock de carbone est estimé à partir des données expérimentales issues des travaux de recherche menés entre 2009 et 2013 sur le site de Yenicağa (projet Tubitak N° 109Y186) et coordonné par le professeur F. Evrendilek de l'Université d'Abant İzzet Baysal dans la région de Bolu. Les deux études (Dengiz *et al.*, 2009) (GIZ, 2010), compilées par l'équipe du professeur Evrendilek sont mises au regard de leurs propres mesures (Evrendilek *et al.*, 2011) et ont permis d'aboutir à une estimation du stock de carbone dans le sol par unité de surface entre $2\,040 \pm 126 \text{ t.ha}^{-1}$ et $5\,520 \pm 238 \text{ t.ha}^{-1}$ selon la borne de l'intervalle de profondeur retenue⁷⁰.

⁷⁰ La profondeur minimale moyenne de la tourbière de Yenicağa est de 1,7 m et la profondeur maximale moyenne de 4,6 m selon Evrendilek *et al.*, 2011.

Evrendilek *et al.* (2011) conclut que la tourbière de Yeniçağa contient entre 2 040 et 5 520 tonnes de carbone par hectare, soit un potentiel total estimé entre 0,65 et 1,77 millions de tonnes de carbone en 2009.

Le principal paramètre qui doit être considéré pour produire une estimation du stock de carbone actualisée et fiable est l'évolution de la surface exploitée depuis l'évaluation en 2009. En effet, l'extraction de tourbe sur de nouvelles zones mises en exploitation depuis 2009 constitue une amputation du stock de carbone du site, et doit donc être prise en compte dans l'évaluation du stock de carbone contenu dans la tourbière en 2016.

Le stock de carbone contenu dans les végétaux ne sera pas estimé dans le cadre de notre étude pour les raisons suivantes :

- les données manquent pour estimer les surfaces actualisées occupées par les différentes espèces végétales sur le site de Yeniçağa ;
- d'après les estimations de Gorham (Gorham, 1991), le stock de carbone contenu dans la biomasse végétale ne représente en moyenne que 1,5 % du stock total de la tourbière. Prenant acte de cet ordre de grandeur, des études précédentes ont choisi de négliger ce compartiment dans l'estimation du stock de carbone présent dans une tourbière (Canadian Boreal initiative, 2005). Par ailleurs, la densité en carbone de la biomasse végétale peut varier d'un facteur 20 selon la nature de la végétation (de 342 g/m² pour la végétation herbacée à 6 210 g/m² pour les zones arborées), or les espèces évoquées par Sumer (Sumer, 2002) semblent indiquer que le site pilote se situe plutôt dans la fourchette basse⁷¹.

Par conséquent, il faut garder à l'esprit que le calcul du stock de carbone contenu dans le sol de la tourbière constitue une évaluation légèrement sous-évaluée du potentiel total de séquestration de carbone de la tourbière.

Le stock de carbone organique dans le sol par unité de surface a été estimé en utilisant l'équation suivante (Evrendilek *et al.*, 2011) :

$$\begin{aligned} \text{Stock de SOC (tC.ha}^{-1}\text{)} \\ = \text{profondeur (m)} \times \text{masse volumique (t.m}^{-3}\text{)} \times \text{SOC (\%)} \\ \times 10\,000(\text{m}^2.\text{ha}^{-1}) \end{aligned}$$

Avec :

- *profondeur* : la profondeur moyenne de la nappe, i.e. l'épaisseur de la tourbière⁷² ;
- *masse volumique* : le résultat du rapport ; $\frac{\text{masse de matière homogène}}{\text{volume donné}}$
- *SOC (%)* la densité de carbone organique présent dans le sol.

Disposant d'une estimation du stock du carbone par hectare, la surface actuelle de la tourbière de Yeniçağa a été estimée. Depuis 2009 (alors que la tourbière s'étendait sur 320,3 ha), de nouvelles surfaces ont été exploitées pour l'extraction de la tourbe, sauf pour l'année 2010 où l'extraction était interdite. L'exploitation a pu reprendre en 2011 au rythme annuel d'1,5 ha environ (cf. Tableau 28).

71 *Phragmites australis* et *Carex pseudocyperus* dans les roselières ; *Alopecurus arundinaceus*, *Juncus compressus*, *Bidens tripartite*, *Chenopodium album* et *Equisetum palustre* dans les zones surpâturées et *Cirsium canum*, *Orchis laxiflora*, *Euphorbia palustris*, *Senecio paludosus* et *Teucrium scordium* dans les zones marécageuses drainées.

72 Les mesures effectuées ou reprises par F. Evrendilek *et al.* ont été réalisées sur une profondeur de 30 cm. Ce proxy est reconnu dans la littérature (Jenkins *et al.*, 2013) ; en effet, le contenu en carbone du sol décroît très rapidement après cette première couche.

Année	Nouvelles surfaces exploitées*
2009	1,5 ha
2010	0 ha
De 2011 à 2016	1,5 ha/an
Total des nouvelles surfaces exploitées depuis 2009	10,5 ha
Total des surfaces actuellement et anciennement exploitées pour la tourbe en 2016	31,72 ha

*Deux entreprises exploitent la tourbe sur le site de Yeniçağa. La limite légale de mise en exploitation de nouvelles zones est de 2 ha/an, mais cette limite n'est pas atteinte.

Tableau 28 : Évolution des surfaces exploitées pour l'extraction de tourbe sur le site de Yeniçağa. La superficie totale actuellement et anciennement exploitée pour l'extraction de la tourbe est obtenue par la somme des zones exploitées avant 2009 (21,22 ha) et les zones exploitées depuis 2009 (10,5 ha).

On en déduit ainsi que 10,5 hectares supplémentaires de tourbières ont été exploitées pour l'extraction de la tourbe depuis 2009. La surface actualisée de la tourbière non exploitée retenue pour calculer le stock de carbone total du site correspond donc à la surface de la tourbière en 2009, moins les nouvelles surfaces exploitées de 2009 à 2016, soit $320,3^{73} - 10,5 = 309,8$ hectares.

Etant données les bornes inférieure et supérieure de la quantité de carbone contenu dans le sol par hectare (entre 2 040 et 5 520 t C.ha⁻¹) calculées par Evrendilek *et al.* (2011), le stock de carbone total en 2016 rapporté à la surface de la tourbière non exploitée pour l'extraction de tourbe est compris entre $2040 \times 309,8 \times 10^{-6} = 0,632$ et $5520 \times 309,8 \times 10^{-6} = 1,710$ millions de tonnes de carbone, soit entre 2,319 et 6,276 millions de tonnes de CO₂⁷⁴.

7.2.2. Quantification des flux de carbone

Les flux de dioxyde de carbone (CO₂) et de méthane (CH₄) entre la tourbière et l'atmosphère sont évalués séparément puis agrégés *via* le coefficient de Potentiel de Réchauffement Global (PRG) pour fournir une estimation de l'échange net de l'écosystème⁷⁵ (ENE) de la tourbière en équivalent CO₂.

Dans les deux cas, les émissions sont estimées sans opérer de distinction entre différentes sources (sol/biomasse).

- **Évaluation des flux de dioxyde de carbone**

Pour les zones non drainées, une tour de flux installée au Nord de la zone (région de prairie ; cf. Figure 43) permet de mesurer les variations de flux de CO₂ en fonction de divers paramètres hydrologiques et atmosphériques par la méthode de covariance des turbulences. Les mesures de la tour de flux sont reportées dans l'étude d'Evrendilek (2014), et peuvent être extrapolées à l'ensemble des zones non drainées de la tourbière pour fournir une estimation de leur ENE en CO₂.

⁷³ Source : Evrendilek *et al.*, 2011

⁷⁴ La conversion d'une tonne de carbone en tonnes de dioxyde de carbone est obtenue en multipliant la première par le rapport des masses (de carbone et de dioxyde de carbone) par unité (la mole). Le facteur de conversion est donc de $44/12=3,67$.

⁷⁵ L'échange net de l'écosystème correspond à la différence entre la quantité de carbone assimilée par photosynthèse (productivité primaire brute) et la quantité de carbone réémise par respiration totale de l'écosystème (Chapin *et al.*, 2006) (Moureaux *et al.*, 2008).

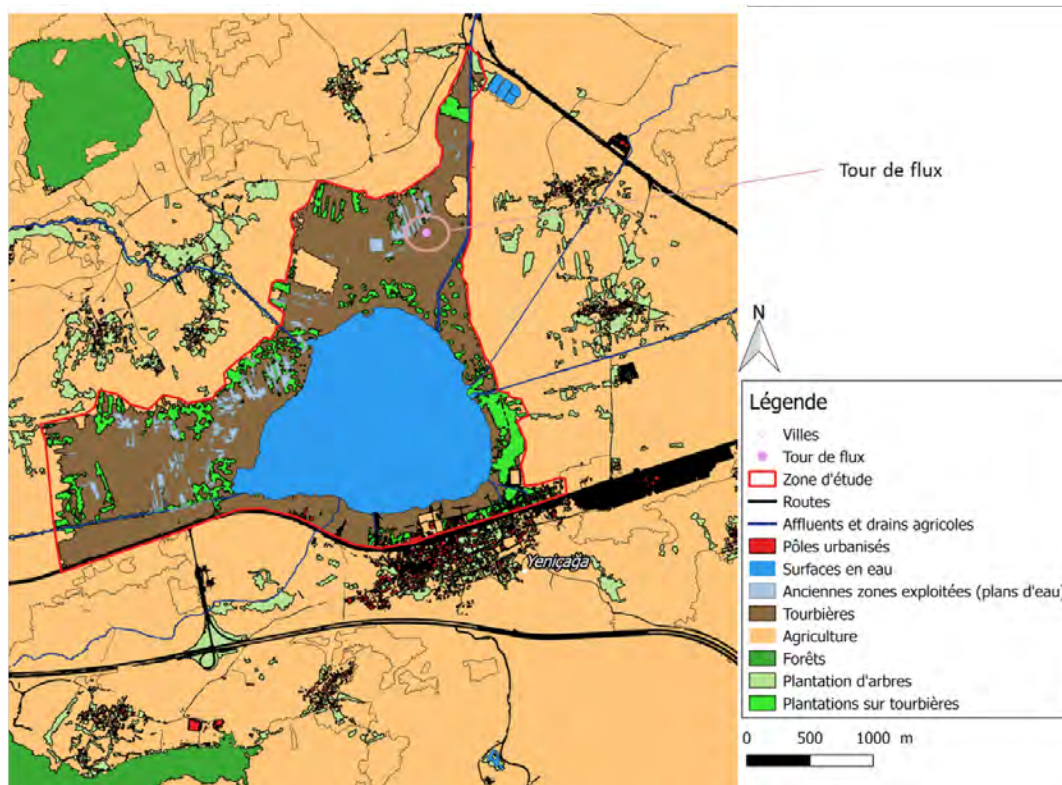


Figure 43 : Cartographie d'occupation des sols du site de Yeniçağa à partir des données du projet Tubitak N°109Y186 de 2009 (sources : F. Evrendilek, 2014 ; Plan Bleu, 2016).

Les données recueillies par la tour de flux de juillet 2010 à février 2014 (Evrendilek, 2014) ont mis en évidence l'alternance de périodes où la zone agit comme un puits de carbone (saison de croissance des végétaux, soit d'avril à septembre) et des périodes où la zone est source d'émissions de CO_2 . Cette saisonnalité est néanmoins affectée par l'occurrence d'événements extrêmes, comme les crues, les sécheresses et les feux (rares sur le site de Yeniçağa, avec seulement deux occurrences recensées durant la période de mesures). Les mesures de cette tour de flux sont pertinentes pour les zones non drainées⁷⁶, et donc extrapolables pour les surfaces correspondant à l'intérieur du périmètre, à savoir 309,8 ha.

En moyenne annuelle sur trois ans de suivi, la zone comprise dans le périmètre de mesures de la tour de flux agit comme un puits net de CO_2 ($-0,22 \text{ mg CO}_2 \cdot \text{m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$). Le flux moyen en saison de croissance est de $-0,28 \text{ mg CO}_2 \cdot \text{m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$; en dehors de cette période, les flux sont réduits et estimés à $+0,05 \text{ mg CO}_2 \cdot \text{m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$ ⁷⁷.

D'après ces données d'émissions par unité de surface (converties en tonnes de CO_2 par hectare par an, soit $-69,388 \text{ t} \cdot \text{CO}_2 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$) et la surface rapportée ci-dessus, les zones non drainées représentent un puits net d'environ $-69,388 \times 309,8 = -21\,496 \text{ t CO}_2$ par an.

Les résultats de cette extrapolation sont complétés par ceux obtenus pour les zones drainées grâce à l'application du coefficient d'émissions de CO_2 proposé par le GIEC (IPCC, 2014). Cette méthode prend en compte d'une part les émissions de CO_2 issues des sols drainés et d'autre part les émissions émises par les eaux de drainage.

Pour ce qui est des sols drainés, le GIEC rapporte des coefficients d'émissions de dioxyde de carbone par unité de surface respectivement de 19,45 et $10,28 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ pour les terres agricoles drainées et les zones drainées pour l'extraction de tourbe. Les surfaces correspondantes dans le périmètre d'étude sont :

⁷⁶ Le statut drainé ou non du périmètre sur lequel est installé la tour de flux (2x2km) n'est pas univoque car la zone est aménagée ; néanmoins, le fait que la zone agisse comme un puits de carbone en moyenne sur les trois années de mesures suggère de la considérer comme non drainée.

⁷⁷ L'étude d'Evrendilek, 2014 est retenue au lieu de celle d'Evrendilek, 2013 (qui conclut à des émissions nettes annuelles moyennes de CO_2 de $-0,04 \text{ mg CO}_2 \cdot \text{m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$), car si les deux travaux utilisent des données redondantes, la seconde s'appuie sur une période de mesure plus courte (590 jours au lieu de 3 ans).

- 42 ha de terres agricoles drainées ;
- 31,72 ha de tourbières drainées.

Au total, les zones drainées de la tourbière de Yeniçağa émettent environ $(19,45 \times 42) + (10,28 \times 31,72) + 1143$ t CO₂ par an. Cependant, ce chiffre doit être révisé pour tenir compte de la présence de couches d'argile dans le sous-sol de la tourbière, dont le potentiel d'émissions est presque nul. Conformément aux recommandations du DKM (GTZ, 2010), on applique donc un coefficient de réduction de 30 % aux émissions de CO₂, qui s'élèvent finalement à 800,03 tonnes de CO₂ par an.

Enfin, les flux de carbone organique dissous (COD) sont estimés sur la base des coefficients rapportés par le GIEC (IPCC, 2014), et appliqués à une surface correspondant à une bande de terre de 2 mètres de large de part et d'autre de chacun des drains présents sur le site. Les coefficients d'émissions sont calculés selon la formule suivante :

$$EF_{COD} = COD_{Flux_natural} \times (1 + \Delta COD_{drainage}) \times Frac_{COD-CO_2}$$

avec :

- EF_{COD} le facteur d'émissions de COD d'un site drainé (t C. ha⁻¹.an⁻¹) ;
- $COD_{Flux_natural}$ le flux de COD d'un site non drainé (t C. ha⁻¹.an⁻¹) ;
- $\Delta COD_{drainage}$ l'augmentation proportionnelle du flux de COD sur un site drainé par rapport à un site non drainé ;
- $Frac_{COD-CO_2}$ le facteur de conversion pour la proportion de COD convertie en CO₂ suite à l'exportation depuis le site.

Dans le cas d'une tourbière en zone tempérée, le GIEC rapporte des valeurs pour les paramètres ci-dessus conduisant à un facteur d'émissions de COD pour un site drainé EF_{COD} estimé à 0,31 t C. ha⁻¹.an⁻¹, soit 1,11 t CO₂. ha⁻¹.an⁻¹.

La surface à laquelle appliquer ce coefficient est approximée par une bande de 2 mètres de part et d'autre de chacun des drains (à l'exclusion de l'exutoire du lac Yeniçağa). La longueur des drains est calculée à partir de la cartographie ci-dessus et la surface des bandes de terre correspondant obtenue en multipliant par 4 la longueur en mètres des drains (deux bandes de 2 m de largeur chacune). Les surfaces considérées sont détaillées dans le Tableau 29 :

Drain	Longueur (km)	Surface de la bande de terre (ha)
Kinali	0,217	0,087
Aksu	0,152	0,061
Findikh	0,391	0,157
Kirenli	0,217	0,087
Ömerli	0,152	0,061
Kaymaz	0,261	0,104
Güzveren	1,413	0,565
Kuziviran	0,217	0,087
Total	3,02	1,209

Tableau 29 : Surface des bandes de terre de 2 m de largeur de part et d'autre de chacun des drains à l'intérieur du périmètre d'étude (source : calcul à partir de F. Evrendilek, 2014 et Plan Bleu, 2016).

Par conséquent, le dioxyde de carbone émis par l'ensemble des bandes de terre encadrant les drains est estimé à $1,11 \times 1,21 = 1,34$ tonnes par an. Révisé en fonction de la présence d'argile dans le sous-sol en appliquant un coefficient de réduction de 30 %, on obtient une estimation des émissions des bandes de terre de 0,94 t de CO₂ par an.

Remarque : Le Carbone inorganique dissous (CID) est le paramètre le moins étudié dans la littérature sur les flux de carbone. Les travaux disponibles (Worrall et al., 2003) tendent cependant à montrer qu'il ne représente qu'une faible part des échanges. Il ne sera donc pas pris en considération dans la suite de notre étude.

Type de surface	Facteur surfacique d'émissions (CO ₂ t.ha ⁻¹ .an ⁻¹)	Surface (ha)	Facteur de réduction dû à la présence de couches d'argile	Total (CO ₂ t.an ⁻¹)
Terres agricoles drainées	19,451	42,0	30 %	571,86
Tourbière drainée	10,276	31,72	30 %	228,17
Zones non drainées	-69,388	309,8		-21 496,40
Bandes de terre émettant du COD	1,109808	1,21	30 %	0,94
Total		383,5		-20 695,43

Tableau 30 : Synthèse des émissions de CO₂ du site de Yeniçağa dans son état actuel en 2016.

⇒ **Au total, le site de Yeniçağa dans son état actuel constitue un puits net de dioxyde de carbone, à hauteur de -21 496 + 800,03 + 0,94 = 20 695,43 tonnes de CO₂ séquestrées par an.**

Emissions nettes de dioxyde de carbone dans un scénario fictif de drainage total de la zone

Pour prendre la mesure du service de séquestration carbone rendu par le site de Yeniçağa dans son état actuel, on peut simuler les flux nets de dioxyde de carbone par la zone dans le cas fictif où celle-ci serait totalement drainée à des fins agricoles (l'exploitation de la tourbe étant strictement limitée par la législation actuelle).

En reprenant les coefficients d'émissions par type de zone décrits ci-dessus, et en considérant que la surface de terres agricoles drainée atteint 351,8 hectares (soit la somme des surfaces des terres agricoles drainées et des zones non drainées actuellement) on aboutit ainsi à un bilan net annuel positif pour la zone, qui devient émettrice nette de dioxyde de carbone à hauteur de 5 019,24 tonnes par an⁷⁸.

Type de surface	Facteur surfacique d'émissions (CO ₂ t.ha ⁻¹ .an ⁻¹)	Surface (ha)	Facteur de réduction dû à la présence de couches d'argile	Total (CO ₂ t.an ⁻¹)
Terres agricoles drainées	19,451	351,8	30%	4 790,28
Tourbière drainée	10,276	31,72	30%	228,02
Bandes de terre émettant du COD	1,109808	1,21	30%	0,94
Total		384,73		5 019,24

Tableau 31 : Synthèse des émissions de CO₂ du site de Yeniçağa dans un état fictif de drainage de l'ensemble des surfaces.

⁷⁸ On considère ici que l'usage du sol associé aux zones drainées fictivement est agricole, étant donné que la législation actuelle limite strictement l'extraction de la tourbe sur de nouvelles zones.

- ⇒ **Au total, le site de Yeniçağa dans un état fictif de drainage de l'ensemble des surfaces constitue une source nette de dioxyde de carbone, à hauteur de $4790,28 + 228,02 + 0,94 = 5\,019,24$ tonnes de CO_2 émises par an.**
- ⇒ **On constate donc que le site de Yeniçağa, qui constitue un puits de dioxyde de carbone dans son état actuel, ne jouerait plus son rôle de séquestration de carbone dans un état fictif de drainage de l'ensemble des surfaces, mais deviendrait au contraire une source nette de CO_2 (cf. Figure 44).**

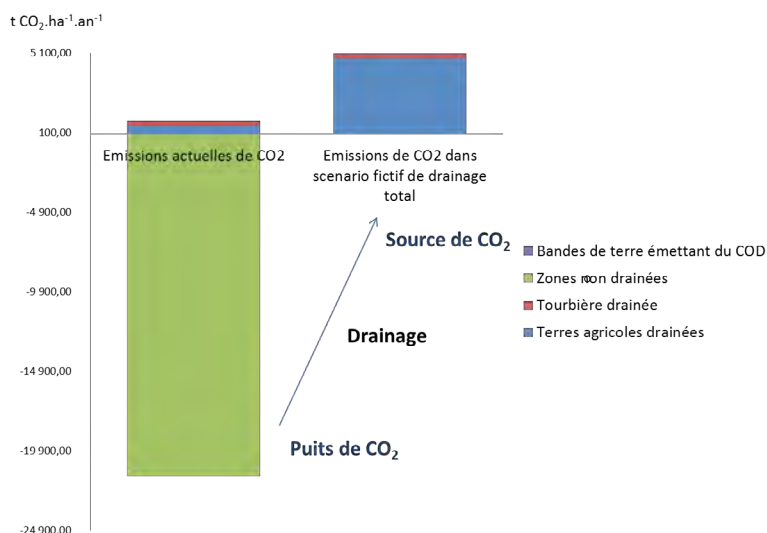


Figure 44 : Comparaison des émissions nettes de CO_2 du site de Yeniçağa dans son état actuel (2016) et dans un état fictif de drainage de l'ensemble des surfaces.

• Évaluation du flux net de méthane

Du fait de contraintes budgétaires, la tour de flux installée sur le site de Yeniçağa ne mesure pas les flux de méthane. En effet, mesurer des flux de gaz à effet de serre (GES) produits par des bactéries est plus complexe que mesurer des flux de GES générés par des plantes (CO_2 ou vapeur d'eau par exemple), y compris dans des conditions météorologiques idéales.

Pour estimer les émissions de méthane du site de Yeniçağa, on fait la distinction entre zones non drainées et zones drainées. Pour les premières, on procède à un transfert de données depuis une tourbière de Californie, étudiées par Baldocchi et al. (2011). Pour les secondes, on utilise la méthode suggérée par le GIEC (IPCC, 2014), qui identifie des coefficients d'émissions pour les sols drainés et les fossés drainants. Les coefficients de référence rapportés par le GIEC sont appliqués aux surfaces calculées sur la base de données cartographiques.

Le site étudié dans la littérature le plus proche de Yeniçağa en termes de conditions climatiques est la tourbière du delta de la rivière Sacramento-San Joaquin, en Californie. Leurs similitudes et différences principales sont résumées dans le Tableau 32.

Caractéristique	Yeniçağa	Sacramento-San Joaquin
Points communs		
Latitude	40.77115	38.575764
Température annuelle moyenne	13,6°C ^a / 10,4°C ^b	15,6°C
Précipitations annuelles moyennes	538 ^a / 542,2 ^b mm	325 mm
Évapotranspiration annuelle moyenne	1200 ^a mm / 818 ^b mm	2190 mm
Drainage	Partiel	Partiel
Type de tourbière	Tourbière de bas marais	Tourbière de bas marais
Profondeur de la nappe	65 à 132 cm (Dengiz, 2009)	50 à 70 cm
Différences		
Altitude	990 m	-10 m
Type de climat	Tempéré	Tempéré - méditerranéen

^a d'après GIZ 2010 (période couverte : 1975-2006) ; ^b d'après Evrendilek 2013 (période couverte : 2010-2013)

Tableau 32 : Comparaison des caractéristiques géoclimatiques des tourbières de Yeniçağa en Turquie et de Sacramento-San Joaquin en Californie (sources : GIZ, 2010 ; Evrendilek, 2013 ; Baldocchi *et al.*, 2011).

Sur le site californien, les flux de méthane ont été mesurés sur un périmètre non drainé par spectrométrie laser d'avril 2007 à août 2010, et analysés selon la méthode de covariance des turbulences (également appliquée sur le site de Yeniçağa pour la mesure des flux des CO₂) (Baldocchi *et al.*, 2011). Le taux annuel moyen d'émissions de méthane a été estimé à 8,77 g C m⁻².an⁻¹ (soit 114,01 kg de méthane par hectare par an⁷⁹) avec une forte cyclicité des émissions entre mesures diurnes (4,2 g C m⁻².an⁻¹ en moyenne) et nocturnes (13,1 g C m⁻².an⁻¹ en moyenne).

Sur la base de cette étude, on peut estimer les **émissions de méthane des 309,8 ha de zones non drainées du site de Yeniçağa à 114,01 X 309,8 = 35,32 tonnes de méthane par an.**

Concernant les zones drainées, le GIEC recommande d'appliquer des coefficients de 1,8 et 6,1 kg CH₄.ha⁻¹.an⁻¹ respectivement aux terres agricoles drainées et aux tourbières drainées. Pour rappel, les surfaces correspondantes sur le site de Yeniçağa sont de 42 ha pour les terres agricoles drainées et de 31,72 ha pour les tourbières drainées⁸⁰. Rapportées aux surfaces de ces zones, on peut donc estimer les **émissions de méthane par les aires drainées à 1,8 X 42 + 6,1 X 31,7 = 0,27 tonnes de méthane par an.**

Les eaux de drainage recueillies par les fossés drainants présents sur le site de Yeniçağa émettent également du méthane. Le GIEC recommande de distinguer les drains de terres agricoles des drains de zones d'exploitation de tourbe, et d'appliquer des coefficients d'émissions de méthane de 527 et 542 kg CH₄.ha⁻¹.an⁻¹ aux surfaces respectives de ces drains.

L'approximation de la répartition des drains selon les deux types d'usages a été effectuée par cartographie⁸¹, et aboutit à une estimation de 0,39 ha pour les drains de terres agricoles et 0,82 ha pour les drains de tourbières exploitées.

⁷⁹ La conversion d'une tonne de carbone en tonnes de méthane est obtenue en multipliant la première par le rapport des masses (de carbone et de méthane) par unité (la mole). Le facteur de conversion est donc de 16/12=1,33.

⁸⁰ Coefficients pour une zone tempérée ou boréale, au contenu relativement pauvre en nutriments.

⁸¹ Le pourcentage approximatif du parcours du drain au travers de terres agricoles et de tourbières drainées a été estimé à partir de la carte de la figure 43 ci-dessus. Les surfaces des drains ont ensuite été calculées sur la base d'une largeur moyenne de 1 m pour chaque drain, et la surface de la bande de terre a été calculée sur la base d'une largeur de 2 m pour les bandes de terre situées de chaque côté des drains.

Drain	Longueur (km)	Surface de la bande de terre (ha)	Surface du drain (ha)	
			dont terres agricoles	dont tourbières drainées
Kinali	0,217	0,087	0,043	0,043
Aksu	0,152	0,061	0,030	0,030
Findikh	0,391	0,157	0,000	0,157
Kirenli	0,217	0,087	0,000	0,087
Ömerli	0,152	0,061	0,015	0,046
Kaymaz	0,261	0,104	0,000	0,104
Güzveren	1,413	0,565	0,283	0,283
Kuziviran	0,217	0,087	0,022	0,065
Total	3,022	1,209	0,393	0,815

Tableau 33 : Surface des drains traversant les terres agricoles drainées et les zones de tourbière drainées (source : calculs à partir de F. Evrendilek, 2014 et Plan Bleu, 2016).

Finalement, les drains sont responsables de l'émission d'environ $527 \times 0,393 + 542 \times 0,815 = 0,65$ tonnes de méthane par an.

⇒ Au total, toutes surfaces confondues (drainées et non drainées), on peut estimer les émissions de méthane par le site de Yeniçağa dans son état actuel à $35,32 + 0,27 + 0,65 = 36,24$ tonnes par an.

Emissions nettes de méthane dans un scénario fictif de drainage total de la zone

Dans le cas fictif d'un drainage total de la zone à des fins d'exploitation agricole, on peut estimer que le site de Yeniçağa verrait ses émissions réduites à $1,8 \times 351,8 + 6,1 \times 31,7 + 0,65 = 1,48$ tonnes de méthane par an.

⇒ Dans le cas d'un scénario fictif de drainage total de la zone, celle-ci voit ses émissions de méthane se réduire, avec un bilan annuel net de 1,48 tonnes de CH₄ émises par an.

⇒ On constate donc que le site de Yeniçağa voit ses émissions de méthane réduites dans le cas fictif d'un drainage de l'ensemble des surfaces (cf. Figure 45).

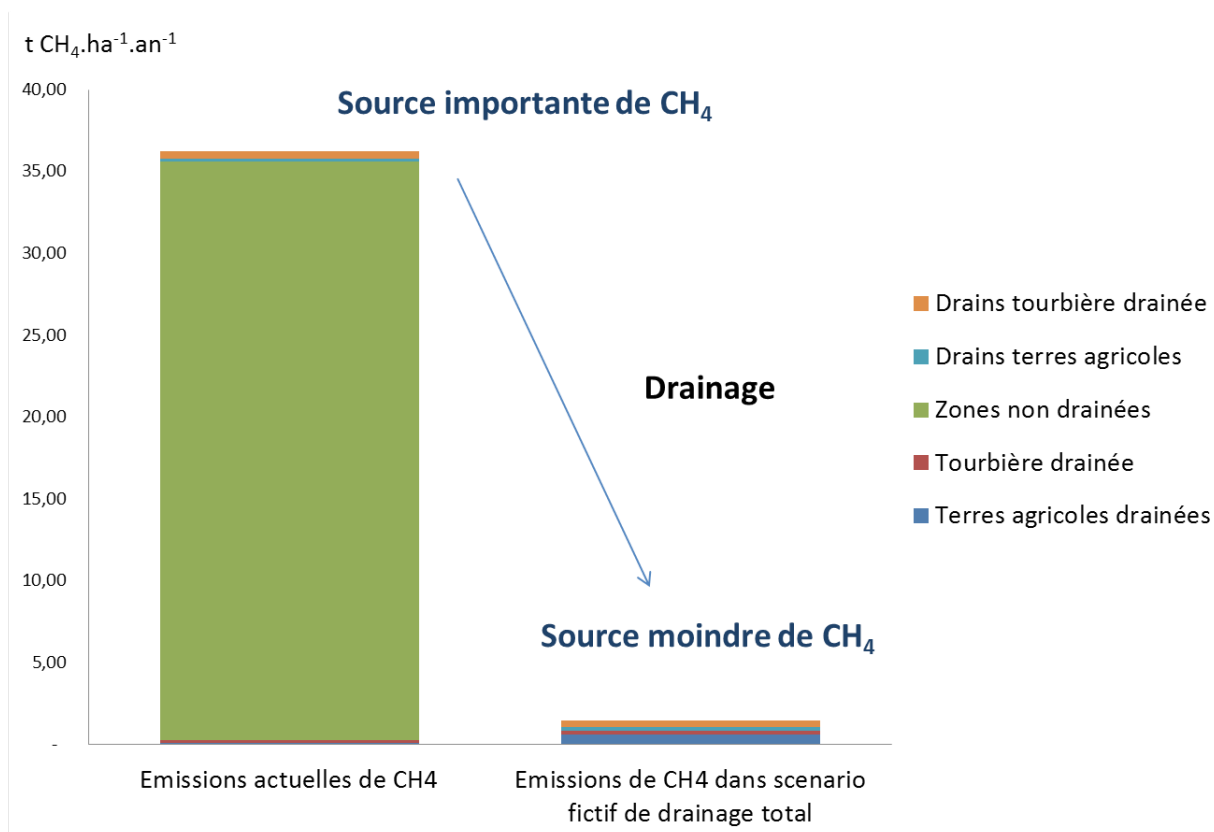


Figure 45 : Comparaison des émissions nettes de CH₄ du site de Yeniçağa dans son état actuel et dans un état fictif de drainage de l'ensemble des surfaces.

• Évaluation du bilan net total de l'équivalent-dioxyde de carbone

Le bilan carbone total du site de Yeniçağa nécessite l'agrégation des flux nets de dioxyde de carbone et de méthane en une unité commune, la tonne de CO₂ équivalent (t CO₂-eq).

Pour une telle conversion, le GIEC préconise d'utiliser le coefficient de Potentiel de Réchauffement Global (PRG)⁸². Le PRG du méthane (CH₄) compare le forçage radiatif⁸³ de ce gaz à celui du dioxyde de carbone à une échéance donnée, en général 100 ans. Malgré sa popularité, le PRG présente plusieurs limites :

- le PRG ne prend pas en compte les taux de présence différents des gaz selon l'horizon temporel, mais seulement leurs pouvoirs radiatifs respectifs. Cela pose problème dans la mesure où le méthane exerce un pouvoir radiatif bien plus important que le dioxyde de carbone (0,97 W.m⁻² contre 0,48 W.m⁻², IPCC 2014) tandis que son taux de concentration dans l'atmosphère en fonction du temps est très différent. En effet, sa durée de vie dans l'atmosphère est estimée à 12 ans, tandis que le dioxyde de carbone reste présent dans l'atmosphère jusqu'à 100 ans après son émission (IPCC, 2014) ;
- le lien entre forçage radiatif et dommages concrets liés au changement climatique n'est pas clairement établi (IPCC, 2009). En particulier, il existe un décalage temporel entre forçage radiatif et changement de température (Dufresne, 2009) ;
- le choix d'une échelle de temps de l'ordre du siècle pour le calcul du PRG est arbitraire, il correspond au laps de temps typique sur lequel se pose la question de la politique climatique (Boucher, 2010).

⁸² Le potentiel ou pouvoir de réchauffement global (PRG) est un indicateur qui vise à regrouper sous une seule valeur l'effet additionné de toutes les substances contribuant à l'accroissement de l'effet de serre. Conventionnellement, on se limite aux gaz à effet de serre (GES) directs c'est à dire aux six gaz (CO₂, CH₄, N₂O, CFC, HFC, SF₆) pris en compte dans le protocole de Kyoto. Cet indicateur est exprimé en « équivalent CO₂ » du fait que, par définition, l'effet de serre attribué au CO₂ est fixé à 1 et celui des autres substances relativement au CO₂ (Source : INSEE).

⁸³ A l'échelle du globe, le forçage radiatif désigne le taux de transfert d'énergie de la Terre vers les hautes couches de l'atmosphère par unité de surface ; il est exprimé en watts par mètre carré (IPCC, 2007).

En conséquence de ces limites, plusieurs alternatives au PRG peuvent permettre d'agréger différents gaz à effet de serre. Parmi elles, Boucher (2010) recense les deux possibilités suivantes :

- le Pouvoir de changement de Température Global (PTG) exprime un changement de température moyen et global induit par l'émission ponctuelle d'un gaz (Kelvin.kg^{-1}) à une échéance temporelle donnée. Le PTG d'un gaz est normalisé par rapport à celui du PTG du dioxyde de carbone. Par rapport au PRG, le PTG présente l'avantage de tracer un lien direct entre émission de gaz à effet de serre et réchauffement climatique. Toutefois, son évaluation dépend largement du choix de l'horizon temporel et des hypothèses retenues sur la vitesse à laquelle l'océan profond absorbe et restitue l'énergie provenant du déséquilibre radiatif initial (contrairement au calcul du PRG, qui ne repose pas sur ces hypothèses). Par conséquent, son calcul est soumis à davantage d'incertitudes que ne l'est celui du PRG (Shine *et al.*, 2005);
- le Pouvoir de Dommage Global (PDG) élaboré par Tol *et al.* (2008) résulte d'un programme de minimisation des coûts actualisés d'adaptation au changement climatique. Le PDG relatif de deux gaz est calculé comme le rapport entre les coûts respectifs de réduction des émissions de chaque gaz pour la stratégie d'émission obtenue suite au calcul d'optimisation. En particulier, Tol *et al.* montrent que le PRG est un cas particulier du PDG sous certaines hypothèses⁸⁴.

Le Tableau 34 résume les valeurs du coefficient de conversion attribuées par les différentes méthodes aux horizons de 20 et 100 ans.

	PRG		PTG		PDG*	
	20 ans	100 ans	20 ans	100 ans	20 ans	100 ans
CO ₂	1	1	1	1	1	1
CH ₄	72 ^a	25 ²³	57 ^b	4 ²⁴	82 ^c	21 ²⁷

* Avec un taux d'actualisation nul.

Sources : a) IPCC, 2007, b) Shine, *et al.*, c) Boucher, 2010

Tableau 34 : Coefficients de conversion du CH₄ et CO₂ en fonction des méthodes.

Par souci d'harmonisation avec le cadre décrit par le GIEC, la présente étude retiendra un horizon temporel de 100 ans. De plus, elle s'appuiera sur un encadrement de la valeur de l'équivalent-CO₂, aux bornes inférieures et supérieures calculées respectivement avec les valeurs du PTG et du PRG à 100 ans. Compte tenu des précautions méthodologiques décrites ci-dessus, les bilans nets en équivalent-dioxyde de carbone des émissions de GES du site de Yeniçağa dans son état actuel et dans un scénario fictif de drainage total de la zone sont résumés dans le Tableau 35 ci-dessous.

	Borne inférieure (PTG 100 ans)		Borne supérieure (PRG 100 ans)	
	CO ₂	CH ₄	CO ₂	CH ₄
Bilan net actuel (t CO ₂ -eq)	-20 695,44	36,24	-20 695,44	36,24
	-20 550,48		-19 789,47	
Bilan net fictif (t CO ₂ -eq)	5 019,24	1,48	5 019,24	1,48
	5 025,14		5 056,14	

Tableau 35 : Synthèse de l'évaluation biophysique du potentiel de séquestration de carbone des tourbières de Yeniçağa.

⁸⁴ Horizon temporel fini, taux d'actualisation nul, concentrations de gaz à effet de serre n'évoluant pas dans le temps et coût des impacts du changement climatique proportionnels au forçage radiatif.

7.2.3. Conclusion de l'évaluation biophysique

Le service de séquestration de carbone assuré par les tourbières de Yeniçağa comporte une dimension statique (stock) et une dimension dynamique (séquestration annuelle). Grâce à des analyses réalisées par Evrendilek *et al.*, (2011), on a pu estimer la quantité de carbone stocké dans la tourbe entre 0,632 et 1,710 millions de tonnes en 2016.

L'émission nette de carbone dépend du drainage de la zone, nécessaire pour son exploitation à des fins agricoles ou extractives. Si la zone agit comme un puits net de carbone dans son état actuel (absorption entre 19 789,47 et 20 550,48 tonnes d'équivalent dioxyde de carbone par an, selon le coefficient d'agrégation du dioxyde de carbone et de méthane retenu), celle-ci risquerait de devenir un émetteur net de carbone en cas de drainage de l'ensemble des surfaces (jusqu'à 5 056,14 tonnes d'équivalent dioxyde de carbone émises par an, dans le pire scénario).

L'émission nette de carbone dans un état fictif de drainage total met en lumière l'importance d'une gestion avisée de la zone humide, qui prenne en compte l'ensemble des services écosystémiques rendus par un site en bon état de conservation – et notamment le service de séquestration de carbone.

Cette conclusion vaut d'autant plus ici que cette étude a probablement sous-estimé le potentiel de séquestration du site de Yeniçağa :

- les sédiments du lac Yeniçağa n'ont pas été pris en compte, alors que le potentiel de stockage de carbone des réserves d'eau peut être important⁸⁵ ;
- au stock des 30 premiers cm du sol, il faut ajouter le carbone organique stocké à plus de 30 cm et, dans les sols calcaires, le carbone sous forme inorganique présent dans les carbonates (CaCO_3)⁸⁶.

7.3. ÉVALUATION ÉCONOMIQUE DU STOCK ET DES FLUX NETS DE CARBONE

7.3.1. Méthode d'évaluation économique du service écologique par le coût d'abattement des émissions de gaz à effet de serre

Les différentes méthodes envisageables pour la valorisation du service de séquestration carbone ne sont pas toutes applicables au cas de la tourbière de Yeniçağa. Concernant les approches par les prix de marché et la taxe carbone, la Turquie se trouve dans une situation singulière. En effet, le pays bénéficie d'un statut à part dans le régime international mis en place à la suite de l'entrée en vigueur du Protocole de Kyoto (2005). La Turquie est ainsi officiellement inscrite sur la liste des pays dits « Annexe I », et pourrait donc *a priori* participer à ce titre au Mécanisme de Développement Propre (MDP) et aux projets de Mise en Œuvre Conjointe (MOC). Cependant, une décision prise à la 7^{ème} Conférence des Parties de la Convention Cadre des Nations Unies sur les Changements Climatiques, entrée en vigueur le 28 juin 2002, dispense la Turquie de poursuivre des objectifs chiffrés de réduction de ses émissions de gaz à effet de serre, et suspend dans le même temps la possibilité de prendre part aux mécanismes de MDP et MOC. Malgré les intentions de mise en place d'un marché national du carbone (CPDN⁸⁷ Turquie, 2015), il n'est donc pas pertinent à ce jour d'utiliser la méthode par les prix de marché pour valoriser le service de séquestration du carbone rendu par la tourbière de Yeniçağa.

Si la Turquie n'est pas présente sur les marchés du carbone obligatoires, elle représente cependant le troisième acteur sur le Marché d'Échange Volontaire (MEV ; cf. ci-dessous), avec 207 M\$ de crédits échangés depuis 2007, correspondant à 31,7 Mt CO_2 -eq. (Ecosystem Marketplace, 2015). Les projets financés sur le territoire turc grâce aux crédits émis sur le MEV concernent majoritairement des usines hydroélectriques de capacité moyenne et des

⁸⁵ « Le rôle des eaux intérieures dans le cycle du carbone mondial et le forçage climatique peut être modifié par les activités humaines, y compris la construction de bassins, qui accumulent de grandes quantités de carbone dans les sédiments et émettent des quantités importantes de méthane dans l'atmosphère », Tranvik *et al.*, 2009

⁸⁶ Ces deux derniers stocks sont moins bien caractérisés que les stocks de carbone organique de surface, mais ils sont considérés comme ayant des temps de résidence très longs dans les sols (supérieurs au millénaire) et donc participant moins aux flux de carbone, notamment vers l'atmosphère. Source : Walter *et al.*, 2015.

⁸⁷ Contribution Prévue Déterminée au niveau National (CPDN) : Dans le cadre de la conférence climat de Paris (2015) COP21, chaque État devait publier sa contribution nationale ou CPDN, c'est-à-dire son engagement de réduction d'émissions de gaz à effet de serre d'ici 2025-2030 afin de limiter le réchauffement de la planète.

parcs éoliens (Ciner *et al.*, 2014). Toutefois, utiliser le prix de la tonne de carbone ayant cours sur le MEV serait d'un intérêt limité, dans la mesure où le carbone ainsi compensé est celui des pays qui achètent des crédits et non des émissions turques (des investisseurs turcs qui achèteraient des crédits sur le MEV).

Marché d'Échange Volontaire (MEV)

Tout comme le MDP et la MOC, le MEV est une plateforme d'achat et de vente de crédits carbone, mais sur la base du volontariat. Les projets ouverts au financement sont certifiés selon deux nomenclatures indépendantes principales (le Gold Standard et le Verified Carbon Standard). Les États-Unis (656 M\$), le Brésil (233 M\$) et la Turquie (207 M\$) arrivent en tête des volumes échangés cumulés depuis 11 ans, en hausse de 14 % en 2014 (EcosystemMarketplace, 2015).

Le tableau suivant résume les options méthodologiques possibles et leurs caractéristiques respectives.

Méthode	Limites et caractéristiques
Prix de marché :	
- obligatoire	La Turquie ne fait pas partie d'un marché obligatoire
- volontaire (MEV)	La Turquie bénéficie de ce marché et ne s'en sert <i>a priori</i> pas pour sa propre compensation carbone
Taxe carbone	Inexistante en Turquie
Coût de remplacement	Pas de projet de référence pertinent
Coût social	Coût global et non spécifique à la Turquie
Coût marginal d'abattement (option retenue)	Méthode la plus adaptée au contexte turc, prenant en compte les objectifs affichés dans la CPDN.

Tableau 36 : Options méthodologiques pour l'évaluation économique du service de séquestration de carbone par la tourbière de Yeniçağa.

Au lieu d'adopter une approche par le coût social du carbone identique à celle employée dans l'étude de la lagune de Burullus, l'option retenue est celle d'une valorisation du service de séquestration carbone par le **coût marginal d'abattement des émissions de gaz à effet de serre**. Le coût d'abattement désigne le coût de mise en œuvre d'une politique de réduction des émissions de gaz à effet de serre par rapport à un scénario habituel dit « *business as usual* » (BAU). La dimension « marginale » signifie que l'on évalue le coût d'abattement d'une tonne d'équivalent dioxyde de carbone (CO₂) supplémentaire. Pour quantifier le coût de telles politiques dans le cas de la Turquie, une étude de la BERD (BERD, 2011) ordonne les investissements permettant de réduire les émissions turques selon leur rentabilité en fonction de différents niveaux de prix du carbone (cf. Figure 46). La partie de l'histogramme correspondant à un prix du carbone positif comprend les projets théoriquement engagés dès lors que le prix du carbone atteint un niveau donné. Les projets associés à un coût négatif du carbone sont eux calculés différemment : la hauteur de chaque segment correspond à la comparaison entre un scénario d'intensité énergétique constante avec l'intensité énergétique réduite grâce au projet entrepris, selon la formule

Valeur de la tonne carbone =

$$\frac{\text{Quantité d'émissions abattue grâce au projet considéré}}{\text{Coût total du projet (mise en place \& opération) - coût de la technologie actuelle}}$$

La largeur du rectangle associé à chaque projet mesure la quantité totale d'émissions abattues qu'il permet d'économiser.

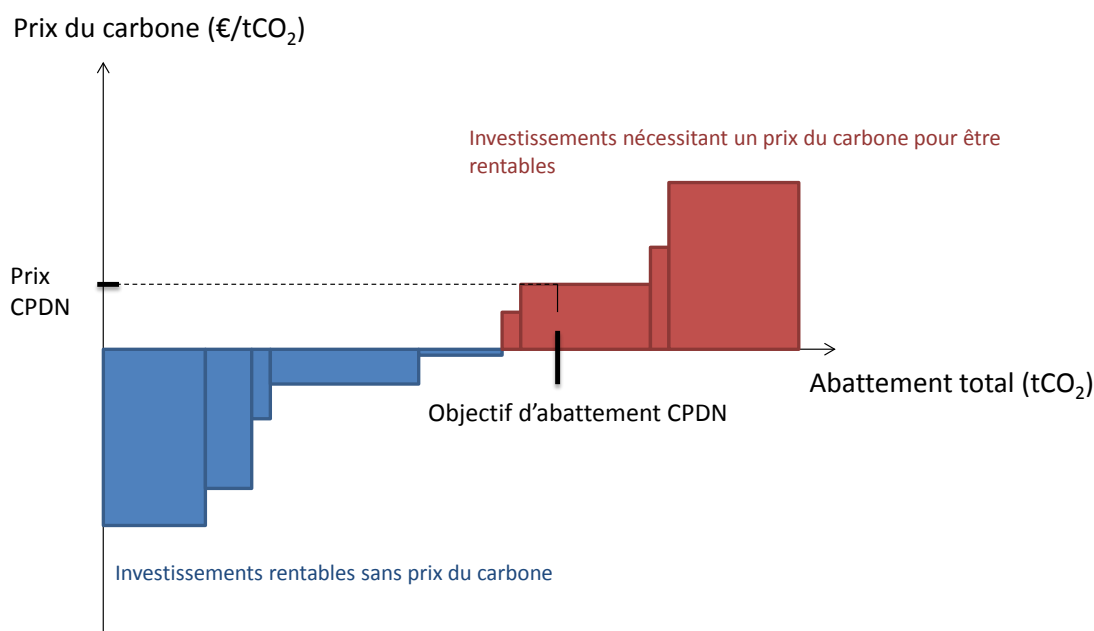


Figure 46 : Exemple de courbe de coût marginal d'abattement du carbone.

Pour définir le prix du carbone à retenir dans l'évaluation économique du service rendu par la tourbière de Yenicağa, on rapproche les mesures décrites dans la CPDN de la Turquie du scénario de référence « Politiques envisagées » décrit par la BERD (cf. Tableau 37), et l'on déduit de l'objectif officiel de réduction d'émissions (-21 % en 2030, en comparaison à une trajectoire « business as usual ») le prix du carbone correspondant. Celui-ci est ensuite appliqué aux stocks et flux de carbone estimés pour la tourbière de Yenicağa.

7.3.2. Détermination du prix du carbone

L'étude de la BERD (BERD, 2011) prend en compte l'ensemble des secteurs pertinents pour réduire l'intensité énergétique du pays (bâtiment, énergie, transport, industrie etc.), considère deux horizons temporels (2020 et 2030) et envisage trois scénarios de référence pour le calcul du coût d'abattement :

- le scénario *Statu quo* où la Turquie ne mène pas de nouvelle politique climatique ; les mesures en place en 2011 continuent à constituer le cœur de la politique climatique turque jusqu'en 2030 ;
- le scénario *Politiques envisagées* qui anticipe la mise en place des différents projets déjà évoqués par le gouvernement turc en 2011 ;
- le scénario *Politiques ambitieuses* qui décrit des développements possibles de la politique climatique turque au-delà des objectifs et moyens affichés en 2011.

En procédant par comparaison pour chaque secteur de la politique climatique, on rapproche le projet exposé dans la CPDN de la Turquie (Turquie, 2015) du scénario fictif avec lequel il partage le plus de caractéristiques (cf. Tableau 37 ci-dessous).

Le scénario *Politiques envisagées* étant le plus proche de la CPDN turc, on utilise donc la courbe d'abattement marginal du carbone correspondante pour déduire le prix du carbone à retenir. L'objectif officiel de la Turquie est de réduire ses émissions de gaz à effet de serre de 21 % en 2030 par rapport à une trajectoire « *business as usual* », ce qui correspond à un abattement de 246 Mt CO₂-eq. En reportant cette quantité de carbone abattue sur la courbe d'abattement marginal correspondant au scénario *Politiques envisagées*, on trouve que le prix de la tonne de carbone permettant de réaliser les investissements nécessaires pour atteindre cet objectif est de 26 €⁸⁸.

88 Données originales en euros de 2011, déflatées en fonction des taux d'inflation pour conversion en euros 2015.

Figure 47 : Prix du carbone déterminé par la méthode du coût d'abattement marginal
(source : calcul Nomadéis d'après données BERD).

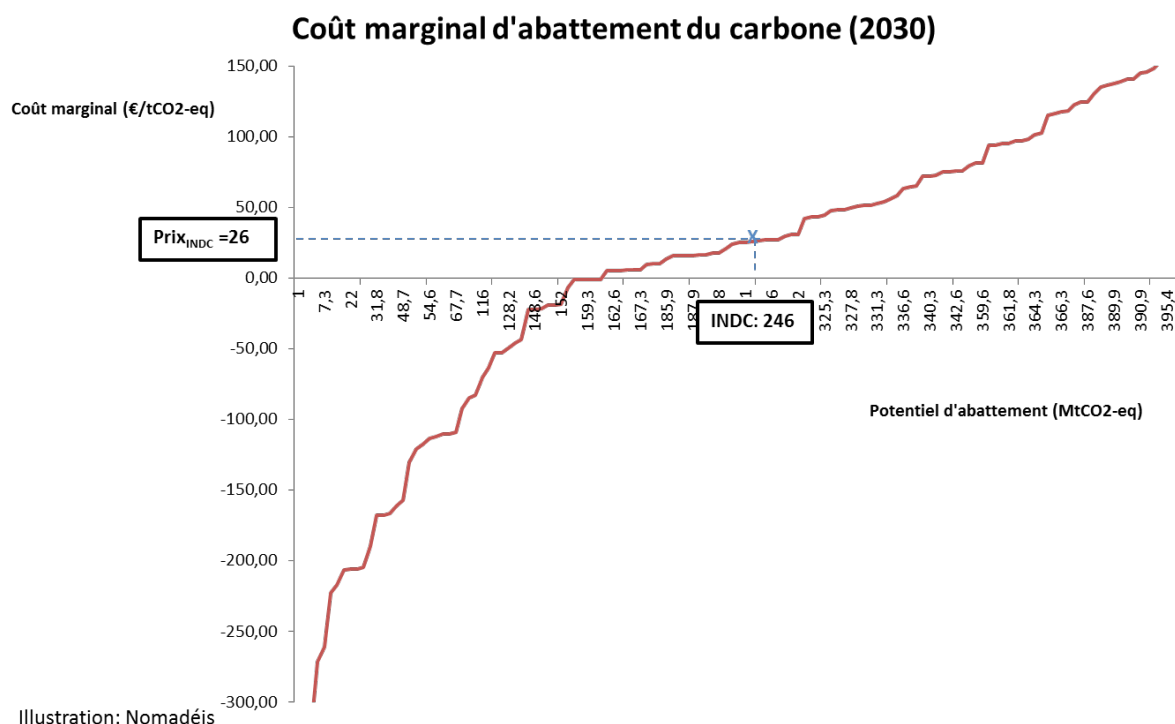


Tableau 37 : Rapprochement des scénarios de référence avec le projet CPDN de la Turquie. Les cases en jaune correspondent aux mesures les plus proches de celles décrites dans la CPDN de la Turquie pour chaque thème.

	Statu quo	Politiques envisagées	Politiques ambitieuses	CPDN Turquie (horizon 2030)
Énergies fossiles	- Approvisionnement gratuit en lignite pour les ménages pauvres - Subvention à l'exploitation des mines de charbon	Soutien public décroissant au secteur minier (charbon), mais pas d'impact sur les prix (domination du charbon importé)	- Suspension du programme d'approvisionnement gratuit en lignite - Demande accrue en gaz, assumée par les importations	Restauration des centrales publiques existantes
Structure du marché	- Marché du gaz dominé par BOTAŞ - Libéralisation progressive des autres marchés	- Libéralisation du marché du gaz - Libéralisation progressive des autres marchés	Idem <i>Politiques envisagées</i>	Pas abordé
Sécurité énergétique	- Part des centrales à gaz limitée à 30 % de la production d'électricité - Exploration systématique des gisements de lignite	- Part des centrales à gaz limitée à 30 % de la production d'électricité - Exploration systématique des gisements de lignite	Plus d'objectif officiel	Pas abordé

Énergies renouvelables	• Subventions maintenues au niveau de 2011 • Pas de soutien public aux investissements dans le secteur hydroélectrique • Développement limité de l'énergie éolienne	• Subventions en hausse • Amélioration du réseau électrique transfrontalier permettant l'importation d'électricité d'origine hydroélectrique de Géorgie (5 TWh/an)	• Subventions en hausse par rapport aux <i>Politiques envisagées</i> • Le secteur énergétique est inclus dans le périmètre du marché de permis d'émissions européen. Le prix retenu est 40 €/tCO₂ ou des subventions aux investissements dans les énergies renouvelables sont accordées (20 % du coût initial)	• Porter la capacité du secteur solaire à 10 GW • Porter la capacité du secteur éolien à 16 GW • Exploiter tout le potentiel hydroélectrique du territoire
Nucléaire	• Pas de programme public de développement, investissements privés possibles	• Contrats publics pour le développement d'un secteur nucléaire (10 GW en 2030)	• Idem <i>Politiques envisagées</i>	• Création d'une centrale nucléaire (Akkuyu ; 4,8 GW)
Bâtiment	• Amélioration limitée de l'efficacité énergétique • Développement des réseaux de gaz urbain • Développement de l'air conditionné jusqu'aux taux de pénétration constatés en Europe du Sud (30% des foyers)	• Renforcement de la législation sur les normes d'isolation, l'installation de compteurs de chaleur et de chaudières à condensation	• Subventions publiques pour la rénovation énergétique • Renforcement des normes en matière d'efficacité énergétique • Services d'audit énergétique	• Adoption de normes d'efficacité énergétique pour les constructions neuves • Rénovation énergétique des bâtiments existants • Audit énergétique et certifications
Transport	• Taxes importantes sur les carburants • Transport dominé par le secteur routier	• Idem <i>Statu quo</i>	• Idem <i>Statu quo</i>	• Réduction de la part du transport routier au profit des transports ferroviaire et maritime • Création de lignes ferroviaires à grande vitesse • Rajeunissement du parc automobile
Déchets	• Pas d'amélioration du traitement des déchets	• Pas d'amélioration du traitement des déchets	• Adoption de technologies efficaces pour le traitement des déchets	• Étude de la possibilité d'utiliser les déchets comme source d'énergie, recyclage
Autres		• Amélioration des processus de certification énergétique	• Benchmarks énergétiques dans l'industrie	• Agriculture : réhabilitation de pâtures, adoption de pratiques de travail réduit du sol

7.3.3. Valeur économique du service de séquestration carbone

- ⇒ À un prix du carbone de 26 euros par tonne d'équivalent CO₂, le service de séquestration de carbone rendu par le site de Yeniçağa peut être évalué à environ $26 \times 20\,550,48 = 534\,313$ euros par an.
- ⇒ Dans un état fictif de drainage total de la zone, le coût économique des émissions nettes de carbone par le site est estimé à $26 \times 5\,025,14 = 130\,654$ euros.
- ⇒ Virtuellement, une mauvaise gestion de la zone conduisant à sa surexploitation pourrait donc engendrer une perte économique d'environ 664 967 euros par an, ce qui correspond à un coût à l'hectare par an d'environ 1 734 euros.

7.4. CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS

Dans son état actuel, le site de Yeniçağa fonctionne comme un puits de carbone, une fonction qui serait menacée si la zone venait à être drainée plus intensivement. L'étude biophysique du service écologique de séquestration de carbone rendu par les tourbières de Yeniçağa gagnerait à être complétée par des mesures sur site des flux de méthane, le transfert de données depuis une tourbière de Californie constituant une limite à la robustesse de la présente évaluation. Par ailleurs, on peut s'attendre à ce que les résultats présentés ici constituent une sous-estimation du potentiel de séquestration de carbone de la zone⁸⁹.

Dans ce contexte, il semble pertinent de préserver autant que possible la tourbière de Yeniçağa d'une potentielle surexploitation, tant pour l'extraction de la tourbe qu'à des fins agricoles. Plusieurs exemples de plans de conservation de tourbières ont ainsi été mis en place avec succès, y compris en Turquie. Par exemple, le site d'Akgöl (province de Konya, Turquie) a fait l'objet d'une remise en eau à partir de septembre 2011, ce qui a permis d'éviter environ 3000 t d'émissions annuelles de carbone (Doga Koruma Merkezi Nature Conservation Center, 2012)⁹⁰. Le projet « *Adaptation to Climate Change and Protection of Biodiversity through Conserving and Sustainable Use of Wetland in Turkey* », porté conjointement par le Ministère de l'Environnement et de la Forêt turc et le GIZ de 2009 à 2013, a participé à une prise de conscience locale des enjeux de préservation des écosystèmes des tourbières, à Akgöl comme à Yeniçağa.

L'incertitude sur la rentabilité future de l'exploitation de la tourbe à Yeniçağa⁹¹ est un facteur supplémentaire pour envisager la préservation de la zone. Dans la mesure où ils permettent de préserver le potentiel de séquestration de carbone de la tourbière, d'éventuels projets alternatifs de mise en valeur du site, notamment touristiques, pourraient alors être développés.

De manière plus générale, il a été démontré que la restauration des tourbières associée à des pratiques innovantes d'utilisation des terres réduit les émissions de carbone, soutient les services écosystémiques liés aux zones humides et à leur biodiversité et génère des revenus supplémentaires provenant de ressources associées aux tourbières, tels que roseaux ou forêts d'aulnes. (Förster, J. mainly based on Schäfer (2009)-TEEBweb.org). Dans certains cas comme celui de la tourbière française de Levresses située à Frasnès, la restauration de tourbière anciennement exploitée peut se traduire par la fermeture des fossés drainants, limitant l'impact de ces derniers sur le fonctionnement hydraulique et sur les émissions de GES du système tourbeux (retour d'expériences, Conservatoires d'espaces naturels et pôle relais tourbières). Cependant, ce type de décision nécessite bien souvent d'être éclairé par des analyses économiques de type coûts-bénéfices.

89 Cette sous-estimation peut être due à l'absence de prise en compte de la végétation et des sédiments du lac, ainsi qu'à une évapotranspiration plus faible que sur le site californien utilisé pour le transfert de données sur les flux de méthane.

90 Cette mesure avait été mise en place dans le cas d'Akgöl notamment pour lutter contre les feux de tourbière, rares à Yeniçağa.

91 En 2010, le GIZ estimait qu'une exploitation de la tourbe à Yeniçağa serait rentable à un horizon de 10 ou 20 ans, c'est-à-dire jusqu'en 2020-2030 (GIZ, 2010).

8. Conclusion

La valeur économique attribuée à un service doit être interprétée selon un certain contexte, qui ne permet pas la comparaison entre différentes évaluations. Ainsi, l'étude aboutit aux valeurs monétaires suivantes, reflétant les spécificités des sites étudiés et des démarches appliquées, et s'inscrit dans des exercices similaires menés à l'échelle mondiale (Annexe H) :

Site et service étudié	Superficie considérée (ha)	Méthode économique	Valeur du service estimé (€ ou €/an)	Valeur unitaire (€/ha ou €/ha/an)
Etang de Vic (France) – Protection côtière	1 900	Coûts évités	2 273 680 €	1197 €/ha
Plaines alluviales de Lonjsko polje (Croatie) – Maîtrise des crues	22 280 (bassins de rétention artificiels)	Coûts de remplacement	1 516 272 085 €	68 055 €/ha
Lagune de Burullus (Egypte) – Séquestration du carbone	41 000	Coût social du carbone	45 755 600 €/an	1 116 €/ha/an
Tourbières de Yenicağa (Turquie) – Séquestration du carbone	383,4 (tourbières)	Coût d'abattement marginal du carbone	664 967 €/an	1 734 €/ha/an

Notons que la valeur économique d'un service ne traduit pas toujours explicitement l'efficacité de la gestion ou le statut de protection dont le site bénéficie, et peut fausser l'interprétation sur l'importance du service rendu.

De plus, la valeur obtenue dépend de la robustesse de l'évaluation biophysique menée en amont, dont la précision est influencée par la disponibilité en données, inégale selon les sites.

Dans le cas des événements extrêmes considérés (crues ou tempêtes centennales), certaines valeurs économiques comme celle évaluée sur le site de la lagune de Vic peuvent sembler faibles. Cependant ce site est géré de façon exemplaire par le Conservatoire du littoral de manière à préserver son caractère naturel. Ce résultat reflète donc un faible degré d'anthropisation, minimisant la valeur estimée en termes d'impact, mais traduisant pourtant l'efficacité de l'espace tampon ainsi créé contre les tempêtes. D'autre part, des valeurs plus importantes comme celle attribuée dans le cas de la plaine d'inondation croate, peuvent s'expliquer par la méthode de valorisation choisie et l'horizon temporel correspondant : en effet la méthode par les coûts de remplacement est connue pour maximiser les coûts par rapport à des méthodes comme celles des coûts évités (Plan Bleu, 2013), et fait l'objet d'une actualisation des coûts de maintenance à longs termes (100 ans), qui influence la valeur obtenue.

Dans le cadre des cas égyptiens et turcs évoqués dans ce rapport, l'évaluation du service de séquestration de carbone fait appel au transfert de certaines valeurs depuis d'autres sites, ce qui peut apporter un biais à cette estimation. De plus, bien que ces deux cas concernent le même service, l'évaluation économique fait appel à deux méthodes distinctes, et aboutissant à un prix de la tonne de carbone différent. Les méthodes utilisées ici concluent cependant à des valeurs du même ordre pour les tourbières de Yenicağa, dont l'exploitation est strictement restreinte mais où un scénario fictif d'exploitation est envisagé, ou la lagune actuellement surexploitée de Burullus. L'importance du service de séquestration de carbone peut être maximisée par la présence d'activités humaines, ne rendant pas compte des efforts de conservation menés, comme cela a pu être mentionné plus haut.

Malgré leurs spécificités, l'ensemble des valeurs monétaires obtenues, exprimées par unité de surface lors d'événements ponctuels comme les crues et les tempêtes, ou avec une dimension temporelle supplémentaire pour la séquestration de carbone, s'élèvent de l'ordre du millier d'euros à plus de 68 000 euros, traduisant la valeur effective de chacun des services approchés, selon un contexte qui leur est propre.

Cette étude illustre la valeur des zones humides naturelles et préservées en tant qu'infrastructures vertes d'adaptation au changement climatique. Parmi les mesures d'adaptation illustrées par les cas d'études de ce rapport, on retiendra l'importance de réguler l'exploitation humaine de ces milieux fragiles (tourbières, lagune côtière) afin de limiter la libération de gaz à effet de serre, de laisser des espaces de mobilité aux systèmes côtiers formant des barrières contre les tempêtes, tout en favorisant la circulation sédimentaire, ou encore l'intérêt de préserver et de mettre en cohérence de manière transfrontalière des plaines inondables suffisamment vastes et bien connectées pour garantir la sécurité des populations face aux crues. Ces solutions à moindre coûts comparées à la mise en place d'infrastructures artificielles supposées rendre des services équivalents, sont valorisées par le biais du coût que devrait supporter la société en leur absence.

L'étude permet ainsi de prendre conscience de l'utilité et de la diversité des fonctions des zones humides, et particulièrement des services de régulation qu'elles rendent.

En effet, ces services sont souvent méconnus et associés à des mécanismes complexes difficilement appréhendables par le biais d'un marché. Toutefois, leur prise en compte dans les politiques est tout aussi légitime que celle de services influençant classiquement la prise de décision (services d'approvisionnement ou récréatifs), qui génèrent eux des bénéfices facilement démontrables et monnayables. Ainsi, la valeur monétaire attribuée aux trois services étudiés ici appuie l'importance de leur prise en considération dans un contexte de changement climatique, tout en les plaçant dans un référentiel commun avec les services relatifs à un marché.

9. Limites et perspectives générales

L'état de l'art réalisé au début du projet Med-ESCWET, puis lors de l'étude de faisabilité pour l'identification des services écologiques à étudier, a révélé que ce type d'analyse est peu présent dans la littérature sur les zones humides en Méditerranée. L'exercice d'évaluation biophysique et économique de services écosystémiques en lien avec le changement climatique présenté dans ce rapport est donc un travail exploratoire, certes rigoureux, mais sans prétention scientifique. Il repose sur la combinaison d'analyses biophysique et économiques adaptée aux différents milieux et contextes. Rappelons quelques choix méthodologiques dans lesquels résident à la fois l'intérêt et les limites de ce projet et qui appellent à une certaine prudence dans l'interprétation de ses résultats et dans leur comparaison :

- **L'approche interdisciplinaire, service par service** : l'analyse des 3 services écosystémiques étudiés repose sur plusieurs champs scientifiques distincts. Si l'ensemble des services écosystémiques ont été décrits pour mieux appréhender le fonctionnement des milieux, un seul service pour chaque site a été évalué ;
- **L'approche régionale, multi-sites** : le projet Med-ESCWET a privilégié l'étude de 4 sites situés au nord, à l'est et au sud de la Méditerranée, qui diffèrent par leur nature, par leur fonctionnement hydrogéologique et hydrobiologique, par leur superficie, par leur degré d'aménagement et leur niveau d'anthropisation. Les résultats de ces études ne sont par conséquent pas comparables.
- **L'approche par évaluation à partir de données partielles** : les analyses conduites dans le cadre du projet Med-ESCWET reposent sur des acquisitions de données réalisées à l'occasion de programmes de recherche préalables et dirigés selon d'autres objectifs. La disponibilité des données est donc partielle et a été complétée par des estimations, des mises à jour et parfois des transferts de valeurs.

Malgré ses limites, cet exercice inédit reste pédagogique, utile et pertinent au regard des enseignements qu'il apporte en termes d'approche méthodologique et de constats, au-delà des résultats chiffrés pour chacune des 4 évaluations. En effet, ces valeurs ne constituent pas une fin en soi, mais plutôt un moyen de parvenir à un compromis lors de prise de décision. L'idée étant de rendre comparables les services écologiques avec d'autres secteurs de l'économie lors des discussions sur les investissements, sur la programmation des activités et sur la formulation des stratégies (Emerton et Bos, 2004 cité dans Plan Bleu, 2013).

Dans le cadre du projet Med-ESCWET, chacun des quatre sites étudiés a fait l'objet d'une évaluation économique centrée sur un service écosystémique unique, laissant donc de côté la question de la valeur économique totale (VET) du site, ainsi que celle des interactions complexes entre les services rendus.

Ce choix a néanmoins permis de mettre en valeur le rôle de ces zones dans la lutte contre le changement climatique, en termes d'adaptation mais surtout en termes d'atténuation, alors que c'est souvent la vulnérabilité de celles-ci face au changement climatique qui est soulignée. Les approches classiques encouragent la lutte contre le changement climatique au niveau global, mais n'engagent pas aux niveaux national et local la responsabilité des autorités et des gestionnaires de sites dans cette lutte, ce à quoi contribue à l'inverse l'approche du projet Med-ESCWET. Au travers des cas d'étude du projet, le rôle des infrastructures vertes dans l'adaptation au changement climatique a pu être illustré par l'hétérogénéité des situations et des zones humides rencontrées. On retiendra l'importance de mieux maîtriser l'exploitation humaine de ces milieux fragiles afin de limiter la libération de gaz à effet de serre, de laisser des espaces de mobilité aux systèmes côtiers formant des barrières contre les tempêtes, tout en favorisant la circulation sédimentaire, ou encore l'intérêt de préserver et de mettre en cohérence de manière transfrontalière des plaines inondables suffisamment vastes et bien connectées pour garantir la sécurité des populations face aux crues.

Le projet Med-ESCWET permet également de réaffirmer la nécessité d'une contextualisation de toute évaluation biophysique et économique locale, pour ne pas risquer de contresens dans l'interprétation des résultats et des recommandations qui peuvent en être tirées. Cette vision des enjeux liés à un service écosystémique à l'échelle de chaque zone peut ainsi être élargie :

- **dans sa dimension biophysique**, l'analyse de chaque service permet de mieux comprendre à travers quels mécanismes celui-ci est rendu, selon le contexte du site, et selon les combinaisons de plusieurs phénomènes, agissant pour certains en atténuation et pour d'autres en accentuation. Il serait par exemple contre-productif de prescrire une remise en eau massives des tourbières, sans prendre en compte les rétroactions potentielles

(i.e sur la base des seules analyses du bilan net en dioxyde de carbone de la zone, alors que le méthane émis par un site en eau peut largement compenser la séquestration de dioxyde de carbone) ;

- **dans sa dimension géographique**, l'analyse de chaque service montre des corrélations entre les superficies des sites et l'ampleur des services rendus, mais aussi son intégration dans le fonctionnement d'un milieu plus large et plus complexe. Il reste difficile d'isoler le rôle de chaque zone humide par rapport à l'ensemble de l'écosystème auquel elle appartient. Par exemple, outre l'insuffisance de données disponibles, la complexité du réseau hydrographique de la Sava et des dynamiques de flux selon différents scenario, limite l'appréciation du service d'écêtement des crues rendu par chaque zone humide du bassin versant.
- **dans sa dimension anthropique**, l'analyse de chaque service montre l'importance du facteur humain que ce soit pour l'évaluation biophysique ou pour l'évaluation économique. Il serait erroné de ne pas prendre en compte l'influence négative ou positive des activités actuelles et passées aux alentours des sites. Par exemple, l'apport des eaux usées urbaines et agricoles drainées vers le lac Burullus contribuent très largement à la séquestration de carbone dans les sédiments. A l'inverse, la sanctuarisation relative des pourtours de l'étang de Vic, limite en termes économique l'impact potentiel des tempêtes côtières qui ont été modélisées dans le cadre du projet.
- **Dans sa dimension temporelle** : Comme l'illustrent respectivement les cas turc et français, les processus de restauration d'une tourbière suite à plusieurs décennies d'exploitation, ou la prise en compte de l'impact cumulé de tempêtes successives sur une lagune côtière sont des paramètres importants dans la provision de services de régulation, qu'il n'a pas toujours été possible d'intégrer à notre analyse. Toutefois, des scénarios plausibles ont permis d'appréhender l'importance de certains de ces services en se fondant sur des événements extrêmes réels (crue centennale de la Save) ou réalistes (simulations de submersions marines pour une tempête centennale). La dimension temporelle a également été approchée par la description dynamique du service de séquestration de carbone. Notons que la valeur économique attribuée à un service à un moment précis ne suffit pas à refléter l'efficacité de la gestion ou du statut de protection global dont un site bénéficie, d'où l'importance de sa recontextualisation.
- **dans sa dimension économique**, l'analyse met en particulier en évidence une dualité dans l'évaluation du service de séquestration carbone, dans la mesure où l'impact du réchauffement climatique dépasse les frontières, mais où les coûts des dispositifs d'atténuation dépendent des contextes économiques locaux. L'évaluation peut donc reposer sur une appréciation globale (méthode d'évaluation du coût social appliquée au site de Burullus) ou sur une appréciation plus locale (méthode des coûts d'abattement appliquée au site de Yenicağa). Plus largement, l'analyse montre une certaine diversité des méthodes d'évaluation économique qui peuvent être utilisées et leur impact réel, indépendamment des résultats de l'analyse biophysique, sur l'estimation des services rendus. Cette remarque tendrait à légitimer le débat existant sur la pertinence ou les dangers d'une monétarisation des biens et services environnementaux qui ne font pas l'objet d'échanges et n'ont donc pas de prix de marché. Il convient toutefois d'indiquer que dans le cadre du projet Med-ESCWET, pour les sites qui ne bénéficient pas d'une excellente protection réglementaire ou législative, le fait de révéler une valeur des services écosystémiques est un argument essentiel de défense de la protection de l'environnement dans les choix d'aménagement publics et privés qui peuvent concerner les zones humides. Bien que le rôle des zones humides naturelles dans la protection contre les événements climatiques extrêmes soit globalement reconnu, son intégration dans des politiques de gestion adaptative reste rare, faute de bases de données scientifiques suffisamment fournies. Cet argument est donc particulièrement utile pour démontrer que la préservation des zones humides constitue une solution à moindre coûts comparée à la mise en place d'infrastructures artificielles, supposées rendre des services équivalents.

Si le projet se veut pionnier dans sa démarche et fournit des exemples de méthodologies qu'il est possible d'appliquer à d'autres sites, il faut insister sur le fait que les résultats tout comme les recommandations qui peuvent être formulées ont une pertinence essentiellement locale. D'une part, l'historique de la gestion des sites étudiés, leurs caractéristiques biophysiques (notamment climatiques) ainsi que leurs contextes économique et social sont autant de paramètres propres à chaque zone et rendent difficile, voire dangereuse, toute généralisation des conclusions à d'autres sites. D'autre part, la combinaison des évaluations biophysique et économique dans le cadre de ce projet a mené à des choix méthodologiques propres à chaque zone. L'objectif d'aboutir à une évaluation chiffrée reflétant au mieux le service rendu par la zone a en effet conditionné la définition de périmètres d'étude et le choix de scenario, afin que les résultats de l'analyse biophysique soient ensuite exploitables dans une approche économique. Ainsi, les combinaisons retenues dans le cadre de ce projet sont différentes pour

chaque zone et d'autres combinaisons seraient probablement envisageables si d'autres sites ou services devaient être étudiés. Cela implique que d'autres analyses des mêmes services, pour les mêmes zones réalisées à partir d'autres méthodes pourraient aboutir à des résultats sensiblement variables. L'utilisation concrète des résultats nécessite donc une compréhension détaillée des méthodes utilisées pour être déclinée intelligemment à l'échelle des politiques locales. Toute interprétation de ces résultats doit être soutenue par une collaboration engagée entre décideurs et scientifiques.

L'évaluation économique des services d'adaptation et d'atténuation du changement climatique considérés ici initie une démarche peu développée dans la région méditerranéenne, et pourrait alimenter la réalisation d'évaluations plus globales. Tout en ayant à l'esprit les écueils d'une généralisation abusive évoqués plus haut, l'estimation de la VET des zones humides pourrait aider à mieux appréhender les enjeux d'une gestion environnementale, par exemple par le biais d'analyses coûts-bénéfices utiles aux gestionnaires et décideurs. Ce dernier point marque d'ailleurs l'une des difficultés majeures rencontrée au cours de nombreux projets liant sciences et gestion publique, tel que le projet Med-ESCWET, dans la mesure où l'implication de scientifiques à de telles démarches reste rare et difficile à mettre en œuvre.

Concrètement, les résultats de cette étude pourraient également participer au développement d'indicateurs d'impacts centrés sur les services écosystémiques rendus par les zones humides méditerranéennes, initié par la Tour du Valat. Ce type d'indicateurs (i.e. rôle des zones humides dans l'approvisionnement en eau, atténuation des sécheresses et des inondations, purification de l'eau) serait un moyen de dresser un état des lieux relatif aux rôles, parfois méconnus, joués par les zones humides en Méditerranée en termes de protection de l'environnement.

Enfin, le projet Med-ESCWET permet d'appuyer l'intérêt de l'évaluation économique des services écologiques dans la prise de décision. Malgré ses limites, ce type d'exercice a déjà permis d'orienter des décisions concrètes dans différents cas recensés par le TEEB⁹². Plusieurs initiatives actuellement menées à différentes échelles (Ecopotential⁹³, EFES⁹⁴, Nile-Eco-VWU⁹⁵) reprennent d'ailleurs une démarche similaire. Dans ce contexte, l'approche par sites pilotes du projet Med-ESCWET contribue à une meilleure compréhension des zones humides et des services écosystémiques que celles-ci peuvent fournir dans un espace méditerranéen à la fois exceptionnel en termes de diversité biologique et soumis à de fortes pressions anthropiques.

92 TEEBweb.org

93 Projet européen en cours sur le potentiel de plusieurs aires protégées (principalement européennes) à rendre des services, basé sur des méthodes de télédétection et de terrain. <http://www.ecopotential-project.eu/>

94 Evaluation Française des Ecosystèmes et Services Ecosystémiques <http://www.developpement-durable.gouv.fr/Evaluation-francaise-des.html>

95 « Nile Ecosystems Wetlands Valuation and wise-Use » (Nile-Eco-VWU) : projet régional développant et testant des outils intégrés sur l'évaluation des services écosystémiques, applicables à des échelles locales et régionales au sein du Delta du Nil. <http://www.nile-eco-vwu.net/home>

Bibliographie

- ADEME. 2014.** *Quels changements climatiques dans le département de l'Hérault ?*. 2014.
- AERMC, Journée «Eau et changement climatique». 2012.** *Vulnérabilité sociale, économique et environnementale de la zone côtière à l'aléa de submersion marine dans le cadre du changement global*. 2012.
- Andreae, M.O. et Gelencsér, A. 2006.** Black carbon or brown carbon? The nature of light-absorbing carbonaceous aerosols. *Atmospheric Chemistry & Physics*. 2006.
- Aoubid, S. et Gaubert, H. 2010.** *Evaluation économique des services rendus par les zones humides*. s.l. : Commissariat Général au Développement Durable, 2010.
- Babic, M. 2015.** *Presentation at the 23rd OSCE Economic and Environmental Forum. Second preparatory meeting*. Belgrade : s.n., 2015.
- Baldocchi, D.D. et al. 2011.** The challenges of measuring methane fluxes and concentrations over a peatland pasture. *Agricultural and Forest Meteorology*. 2011.
- Banque mondiale. 2014.** *Social Value of Carbon in project appraisal ; Guidance note to the World Bank Group staff*. 2014.
- . **2015.** *Water & Climate Adaptation Plan for the Sava River Basin. FINAL REPORT*. 2015.
- Barbier, E. et al. 2011.** The value of estuarine and coastal ecosystem services. *Ecological Monographs*. 2011.
- Barbier, E.B. 2007.** Valuing Ecosystem Services as Productive Inputs. *Economic Policy*. 2007.
- . **2011.** Wetlands as natural assets. *Hydrological Sciences journal*. 2011.
- . **2011.** Wetlands as natural assets. *Hydrological Sciences Journal*. 2011.
- Barbier, E.B., Acreman, M. et Knowler, D. 1997.** *Economic valuation of wetlands: a guide for policy makers and planners*. s.l. : Ramsar Convention Bureau, 1997.
- BERD, NERA, Bloomberg New Energy Finance, IBS. 2011.** *The Demand for Greenhouse Gas Emissions Reductions: An Investors' Marginal Abatement Cost Curve for Turkey*. 2011.
- Blodau, C. 2002.** Carbon cycling in peatlands. A review of processes and controls. *Environmental Reviews*. 2002.
- Boucher, O. 2010.** Quel rôle pour les réductions d'émission de méthane dans la lutte contre le changement climatique? *La Météorologie*. 2010.
- Bouchette, F. et al. 2003.** Rôle des phénomènes catastrophiques (tempêtes et crues torrentielles) dans la formation d'une lagune de littoral sableux; exemple de l'Holocène du Golfe d'Aigues-Mortes (Gard & Hérault, France). *Poster 8ème Congrès Français de Sédimentologie*. 2003.
- Brander, L.M., Florax, R.J.G.M. et Vermatt, J.E. 2003.** *The Empirics of Wetland Valuation: A Comprehensive Summary and a Meta-Analysis of the Literature*. s.l. : Institute for Environmental Studies, 2003.
- BRGM, EPOC, IMN, LVMT, LAMETA, SOGREAH Groupe Artelia. 2011.** *Marine Inundation hazard exposure and Social, Economic and Environmental Vulnerability Assessment in regard to Global Change*. 2011.
- Brilly M., Sraj M., Vidmar A., Primožic M., and Koprivsek M. 2015.** Climate Change Impact on Flood Hazard in the Sava River Basin. [auteur du livre] Milacic et al. *The Sava River, The Handbook of Environmental Chemistry 31*. s.l. : Springer-Verlag Berlin Heidelberg, 2015.
- Burt, T.P., Heathwaite, A.L. et Trudgill, S.T. 1993.** *Nitrate: processes, patterns and management*. s.l. : John Wiley & sons Ltd., 1993.
- Canadian Boreal initiative, Pembina Institute. 2005.** *Counting Canada's natural capital: assessing the real value of Canada's boreal ecosystems*. 2005.

- Carnec, C. et al. 2002.** Le satellite : un outil de mesure des faibles déformations du sol. *SIRNAT-JPRN Orléans*. 2002.
- Castaigns, J. et al. 2011.** Evolution morphologique récente d'un complexe lagunaire méditerranéen : le système des étangs palavasiens (France). *Revue Paralia*. 2011.
- CEPRI. 2014b.** *Evaluation des dommages aux logements liés aux submersions marines - Adaptation des courbes de dommages au contexte littoral*. 2014.
- . **2014a.** *Evaluation des dommages liés aux inondations sur les logements*. 2014.
- CEREMA. 2014.** *Coût des protections contre les inondations fluviales*. 2014.
- CGDD. 2014.** *Analyse multicritères des projets de prévention des inondations - Annexes techniques*. 2014.
- . **2010.** *Evaluation économique des services rendus par les zones humides*. 2010.
- Chapin, F.S. et al. 2006.** *Reconciling carbon-cycle concepts, terminology, and methods*. s.l. : Ecosystems, 2006.
- Chong, J. 2005.** Protective values of mangrove and coral ecosystems: a review of methods and evidence. *IUCN*. 2005.
- Ciner, F. et Akyurek, A. 2014.** Voluntary Carbon Market in Turkey. *Journal of Energy and Power Engineering*. 2014.
- Conservatoire du Littoral. 2014.** *Plan de gestion Site Naturel « Étang de Vic » - Diagnostic*. 2014.
- Cooper, E., Burke, L. et Bood, N. 2009.** Coastal Capital: Belize. The Economic Contribution of Belize's Coral Reefs and Mangroves. s.l. : WRI Working Paper, 2009.
- Costanza, R. et Farber, S.C. 1985.** *The economic value of coastal wetlands in Louisiana. Final report to the Louisiana Department of Natural Resources*. 1985.
- Costanza, R. et al. 2008.** The Value of Coastal Wetlands for Hurricane Protection. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*. 2008.
- Costanza, R., Farber, S. et Maxwell, J. 1989.** Valuation and management of wetland ecosystems. *Ecological economics*. 1989.
- Crill, P.M. et al. 1988.** Methane Flux From Minnesota Peatlands. *Global Biogeochemical Cycles*. 1988.
- Croatian Waters. 2012.** *Analysis of the water regime of Lonjsko fields*. 2012.
- Dengiz, O. et al. 2009.** Characteristics, genesis and classification of a basin peat soil under negative human impact in Turkey. *Environmental geology*. 2009.
- Devol, A.H. et al. 1988.** Methane emissions to the troposphere from the Amazon Floodplain. *Journal of Geophysical Research*. 1988.
- Dezileau, L. et Castaigns, J. 2014.** Extreme storms during the last 500 years from lagoonal sedimentary archives in Languedoc (SE France). *Méditerranée*. 2014.
- Doga Koruma Merkezi Nature Conservation Center. 2012.** *Evaluation of climate mitigation potential for Yeniçağa Golu (Bolu) and Akgöl (Konya)*. 2012.
- Doimi, M. et al. 2013.** Model of Wetland Carbon Sequestration in the Venetian Lagoon, Italy. *Journal of Environmental Science and Engineering*. 2013.
- Donnelly, C., Kraus, N. et Larson, M. 2006.** State of knowledge on Measurement and Modeling of Coastal Overwash. *Journal of Coastal Research*. 2006.
- Dufresne, J.-L. 2009.** L'utilisation du potentiel de réchauffement global pour comparer les émissions de méthane et de dioxyde de carbone. *La Météorologie*. 2009.
- Durand, P. et Hortefeux, H. 2006.** Impact de l'élévation du niveau marin sur l'évolution future d'un cordon littoral lagunaire: une méthode d'évaluation; exemple des étangs de Vic et de Pierre Blanche (littoral méditerranéen,

France). *Zeitschrift für Geomorphologie*. 2006.

EcosystemMarketplace. 2015. *Ahead of the curve: State of the Voluntary Carbon Markets 2015*. 2015.

EGIS eau. 2012. Étude du fonctionnement hydraulique du complexe «étangs palavasiens – étang d’Ingril – étang de l’Or» en situation de crue et de tempête marine. *Rapport pour le SYBLE - phases 1 à 3*. 2012.

Egypte. 2015. *Intended Nationally Determined Contribution*. 2015.

Eid, E. et al. 2010. Modeling Growth, Carbon Allocation and Nutrient Budgets of *Phragmites australis* in Lake Burullus, Egypt. *Wetlands*. 2010.

Eid, E.M., Shaltout, K.H. et Al-Sodany, Y.M. 2012. Decomposition dynamics of *Phragmites australis* litter in Lake Burullus, Egypt. *Plant Species Biology*. 2012.

El Adawy, A. et al. 2013. Modeling the Hydrodynamics and Salinity of El-Burullus Lake (Nile Delta, Northern Egypt). *Journal of Clean Energy Technologies*. 2013.

El-Shinnawy, I. 2002. *Al-Burullus Wetland’s Hydrological Study*. 2002.

Emerton, L. et Kekulandala, L.D.C.B. 2003. Assessment of the Economic Value of Muthurajawela Wetland. *Occasional Papers of IUCN Sri Lanka n°4*. 2003.

Environment Agency. 2015. *Cost estimation for flood storage - summary of evidence*. 2015.

Environment, Ontario Ministry of. 2003. *Stormwater Management Planning and Design Manual*. 2003.

European Environment Agency. 2011. *Common International Classification of Ecosystem Services (CICES): 2011 Update*. 2011.

Evrendilek, F et al. 2011. Historical spatiotemporal analysis of land-use/land-cover changes and carbon budget in a temperate peatland (Turkey) using remotely sensed data. *Applied Geography*. 2011.

Evrendilek, F. 2014. Assessing CO₂ sink/source strength of a degraded temperate peatland: atmospheric and hydrological drivers and responses to extreme events. *Ecohydrology*. 2014.

Evrendilek, F. et Wali, M.K. 2001. Modelling long-term C dynamics in croplands in the context of climate change: a case study from Ohio. *Environmental Modelling & Software*. 2001.

Evrendilek, F. 2013. Quantifying biosphere-atmosphere exchange of CO₂ using eddy-covariance, wavelet denoising, neural networks, and multiple regression models. *Agrocultural and Forest Meteorology*. 2013.

GIZ. 2010. *Stratigraphic assessment of the mire of Yeniçağa Lake, Bolu / Turkey*. 2010.

Godet, M. 1997. *Manuel de prospective stratégique*. 1997.

Gonzalez-Alcaraz, M.N. et al. 2012. Storage of organic carbon, nitrogen and phosphorus in the soil–plant system of *Phragmites australis* stands from a eutrophicated Mediterranean salt marsh. *Geoderma*. 2012.

Gorham, E. 1991. Northern peatlands: role in the carbon cycle and probable responses to climatic warming. *Ecological applications*. 1991.

Gren, I.M. et al. 1994. Primary and secondary values of wetland ecosystems. *Environmental and Resource Economics*. 1994.

Gren, M. 2013. The economic value of coastal waters as nutrient filters for the Baltic Sea. *Regional Environmental Change*. 2013.

Heurtefeux, H., Sabatier, F. et Lanzellotti, P. 2006. Storm control on overwash processes and shoreline retreat on a microtidal littoral barrier. *Proceedings International Conference Coastal Engineering, San Diego*. 2006.

Hooijer, A. et al. 2010. Current and future CO₂ emissions from drained peatlands in Southeast Asia. *Biogeosciences*. 2010.

- ICPDR. 2010.** : *2010 floods in the Danube River Basin, Brief overview of key flood events and lessons learned.* 2010.
- **2009.** *Sub-Basin Level Flood Action Plan Tisza River Basin.* 2009.
- International Sava River Basin Commissions, ICPDR. 2014.** *Floods in May 2014 in Sava River Basin. Brief overview of key events and lessons learned.* 2014.
- IPCC. 2014.** *2013 Supplement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Wetlands.* Switzerland : IPCC, 2014. p. chap 2.
- **2014.** *Fifth Assessment Report.* 2014.
- **2007.** *Fourth Assessment Report.* 2007.
- **2009.** *Meeting report of the Expert Meeting on the Science of alternative metrics.* 2009.
- JASPERS. 2010.** *Flood Projects under Cohesion Fund Programming Period 2007-13.* 2010.
- Jenkins, M. et al. 2013.** The knowns, known unknowns and unknowns of sequestration of soil organic carbon. *Agriculture, Ecosystems & Environment.* 2013.
- Keith, H. et al. 2008.** *Green carbon: the role of natural forests in carbon storage.* 2008.
- Khatiwal, S., Primeau, F. et Hall, T. 2009.** Reconstruction of the history of anthropogenic CO₂ concentrations in the ocean. *Nature.* 2009.
- Kuhfuss, L., Rey-Valette, H. et Sourisseau, E. 2011.** Présentation des résultats - Evaluation des enjeux et dommages résultant de la submersion marine: le cas des zones humides et des lagunes en Languedoc-Roussillon. *Rapport final LAMETA.* 2011.
- Lanzellotti, P. 2004.** *Etude de la dynamique géomorphologique du lido de Villeneuve-lès-Maguelonne - Rapport EID Méditerranée.* 2004.
- Littoral, Conservatoire du. 2014.** Plan de gestion Site Naturel « Étang de Vic » - Cartographique . 2014.
- Liu, P. et al. 2005.** Observations by the International Tsunami Survey Team in Sri Lanka. *Science.* 2005.
- Maltby, E. et Acreman, M.C. 2011.** Ecosystem services of wetlands: pathfinder for a new paradigm. *Hydrological Sciences Journal.* 2011.
- Merkezei, Doğa Koruma. 2012.** *Evaluation of climate mitigation potential for Yeniçağa Gölü (Bolu) and Akgöl (Konya).* 2012.
- Millenium Ecosystem Assesment. 2005.** *Ecosystems and human well-being.* Washington, D.C. : Island Press, 2005.
- Moureaux, C., Bodson, B. et Aubinet, M. 2008.** Mesure des flux de CO₂ et bilan carboné de grandes cultures: état de la question et méthodologie. *Biotechnologie, Agronomie, Société et Environnement.* 2008.
- Nellemann, C. et al. 2009.** *Blue Carbon. A Rapid Response Assessment.* s.l. : PNUE, 2009.
- Nordhaus, W. 2007.** A Review of the Stern Review on Climate Change. *Journal of Economic Litterature.* 2007.
- **2014.** Estimates of the Social Cost of Carbon: Concepts and Results from the DICE-2013R Model and Alternative Approaches. *Journal of the Association of Environmental and Resource Economists.* 2014.
- Observatoire des Zones Humides Méditerranéennes. 2012.** *Les zones humides méditerranéennes. Enjeux et perspectives.* 2012.
- Observatoire des Zones Humides Méditerranéennes. 2014.** *Occupation du sol – Dynamiques spatiales de 1975 à 2005 dans les zones humides littorales méditerranéennes. Dossier thématique N°2. Tour du Valat, France.* 48 p.
- OMC. 2015.** *State and Trends of Carbon Pricing.* 2015.

- Osberghaus, D. et Baccianti, C. 2013.** *Adaptation to Climate Change in the Southern Mediterranean*. 2013.
- Pearce, F. et Crivelli, A.J. 1994.** *Caractéristiques générales des zones humides méditerranéennes*. s.l. : Arles: Medwet, 1994.
- Petricec, M. et al. 2004.** *Toward integrated water management in the Middle Sava Basin. Third European Conference on River Restoration, Zagreb, Croatia, 17-21 May 2004*. 2004.
- Pindyck, R.S. 2013.** Climate Change Policy: What Do the Models Tell Us? *Journal of Economic Literature*. 2013.
- Plan Bleu, 2013.** *Services écologiques rendus par les zones humides en termes d'adaptation au changement climatique. Etat des lieux des connaissances et évaluation économique*.
- Québec, MDDEFP - MAMROT. 2013.** *Guide de gestion des eaux pluviales*. 2013.
- Ramsar. 2012.** *Information Sheet on Ramsar Wetlands - Lonjsko Polje Nature Park*. 2012.
- Rawlins, A. et Morris, J. 2010.** Social and economic aspects of peatland management in Northern Europe, with particular reference to the English case. *Geoderma*. 2010.
- Sathirathai, S. 1998.** *Economic valuation of mangroves and the roles of local communities in the conservation of natural resources: case study of Surat Thani, South of Thailand*. South Bridge: Economy and Environment Program for Southeast Asia : s.n., 1998.
- Shaltout, K. et Eid, E. 2013.** Evaluation of carbon sequestration potentiality of Lake Burullus, Egypt to mitigate climate change. *Egyptian Journal of Aquatic Research*. 2013.
- Shaltout, K.H. et Al-Sodany, Y.M. 2008.** Vegetation analysis of Burullus Wetland: a RAMSAR site in Egypt. *Wetlands Ecology and Management*. 2008.
- Shaltout, K.H. et Khalil, M.T. 2005.** *Lake Burullus: Burullus Protected Area*. s.l. : National Biodiversity Unit n°13, Egyptian Environmental Affairs Agency, 2005.
- Shine, K.P. et al. 2005.** Alternatives to the global warming potential for comparing climate impacts of emissions of greenhouse gases. *Climatic Change*. 2005.
- Soetaert, K. et al. 2004.** Modeling growth and carbon allocation in two reed beds (*Phragmites australis*) in the Scheldt estuary. *Aquatic Botany*. 2004.
- Spaninks, F. et Van Beukering, P. 1997.** Economic Valuation of Mangrove Ecosystems: Potential and Limitations. *CREED Working Paper No 14*. 1997.
- Stern, N. 2006.** *Stern Review: The economics of climate change*. Londres : HM Treasury, 2006.
- Sumer, N. 2002.** *Flora of Yeniçağa*. M.Sc. Thesis, Bolu, Turkey: Graduate School of Abant Izzet Baysal University, Department of Biology. 2002.
- SYBLE. 2012.** *Etude du fonctionnement hydrologique des étangs palavasiens en situation de crues et de tempête*. 2012.
- Tol, R.S.J. 2008.** The social cost of carbon: Trends, outliers and catastrophes. *Open-Assessment E-Journal*. 2008.
- Tol, R.S.J. et al. 2008.** *A unifying framework for metrics for aggregating the climate effect of different emissions*. Dublin : ESRI Working Paper 257, 2008.
- Turquie. 2015.** *Intended Nationally Determined Contribution*. 2015.
- Université de Nantes - LETG - UMR 6554/Géolittomer. 2007.** *Rapport final du programme Multidune : Aide à la gestion multifonctionnelle des dunes littorales atlantiques par l'évaluation cartographiée de leur état de conservation*. 2007.

US Interagency Working Group. 2010. *Social cost of carbon for regulatory impact analysis under Executive Order 12866 (technical support document).* 2010.

Valantin, P.-Y. 2003. *Analyse de la tempête marine du 4 décembre 2003 - Rapport SMNLR.* 2003.

Walter, K., Don, A. et Flessa, H. 2015. No general soil carbon sequestration under Central European short rotation coppices. *BCB Bioenergy.* 2015.

Walters, S.G. 2010. Carbon Dynamics in a *Phragmites australis* Invaded Riparian Wetland. *Dissertations & Theses in Natural Resources. Paper n°4.* University of Nebraska, 2010.

Wilke, B.M. 2005. Determination of chemical and physical soil properties. [auteur du livre] R. Margesin et F. Schinner. *Manual for Soil Analysis - Monitoring and Assessing Soil Bioremediation.* 2005.

Worrall, F. et al. 2003. Carbon budget for a British upland peat catchment. *Science of the Total Environment.* 2003.

Xiaonan, D. et al. 2008. Primary evaluation of carbon sequestration potential of wetlands in China. *Acta Ecologica Sinica.* 2008.

Zingstra, Henk. 2013. *Lake Burullus - Local Food Security and Biodiversity under Pressure.* s.l. : Centre for Development Innovation, 2013.

Liste des tableaux

Tableau 1 : Services écologiques de régulation par ordre d'intensité du service rendu (de gauche à droite) . .	14
Tableau 2 : Liste des binômes retenus dans la sélection progressive des zones humides et binômes à l'étude avant vote lors du comité de pilotage (mai 2015).	15
Tableau 3 : Liste des 13 services écologiques retenus pour l'inventaire sur chacun des sites pilotes du projet Med-ESCWET.	17
Tableau 4 : Scénarios retenus pour l'estimation du service de protection contre les tempêtes côtières (NGF : Nivellement Général de la France).	34
Tableau 5 : Scénarios et hypothèses pour l'évaluation du service de protection contre les tempêtes.	35
Tableau 6 : Sous-services de protection côtière, paramètres de forçage et indicateurs associés.	38
Tableau 7 : Indicateurs de protection et sous-indicateurs biophysiques les caractérisant.	39
Tableau 8 : Critères d'estimation de l'indice de protection par rapport à l'érosion.	40
Tableau 9 : Critères d'estimation de l'indice de protection face à la montée des eaux.	41
Tableau 10 : Critères d'estimation de l'indice de protection face à l'inondation des terres.	41
Tableau 11 : Estimation du service de protection dans le cas d'une tempête côtière fréquente.	46
Tableau 12 : Répartition des surfaces submergées par une tempête fréquente en fonction de l'occupation des sols.	47
Tableau 13 : Estimation du service de protection dans le cas d'une tempête exceptionnelle.	47
Tableau 14 : Répartition des surfaces submergées par une tempête exceptionnelle en fonction de l'occupation des sols.	49
Tableau 15 : Coûts évités liés au canal du Rhône à Sète.	53
Tableau 16 : Synthèse des coûts évités pour chacun des 4 scénarios de tempête (A, A', B et B') et valeur estimée du service de protection côtière rendu par la lagune côtière de Vic.	54
Tableau 17 : Dégâts sur les habitations provoqués par des submersions d'eau salée (d'après CEPRI, 2014). . .	59
Tableau 18 : Stations hydrométriques retenues pour les données utilisées (source : Croatian Waters).	66
Tableau 19 : Coûts de maintenance des bassins de rétentions (coûts en euros convertis par PPA, calculs d'après MDDEFP - MAMROT, 2013).	72
Tableau 20 : Synthèse des coûts actualisés de maintenance et de construction d'infrastructures artificielles de substitution.	73
Tableau 21 : Surfaces occupées par les hélophytes selon la densité du couvert végétal, de 2011 à 2015 (source : Tour du Valat, 2016).	78
Tableau 22 : Estimation du carbone organique (SOC) stocké dans les sédiments des zones végétalisées et non végétalisées du lac Burullus en 2015	79

Tableau 23 : Stock de carbone contenu dans <i>Phragmites australis</i>	80
Tableau 24 : Contenu carbone de la sédimentation annuelle.	81
Tableau 25 : Séquestration annuelle nette de carbone atmosphérique par <i>P. australis</i>	82
Tableau 26 : Options méthodologiques pour l'évaluation économique du service de séquestration carbone par la lagune de Burullus.	84
Tableau 27 : Hypothèses de calibrages des modèles du type Integrated Assessment Models.	86
Tableau 28 : Évolution des surfaces exploitées pour l'extraction de tourbe sur le site de Yeniçağa. La superficie totale actuellement et anciennement exploitée pour l'extraction de la tourbe est obtenue par la somme des zones exploitées avant 2009 (21,22 ha) et les zones exploitées depuis 2009 (10,5 ha).	92
Tableau 29 : Surface des bandes de terre de 2 m de largeur de part et d'autre de chacun des drains à l'intérieur du périmètre d'étude (source : calcul à partir de F. Evrendilek, 2014 et Plan Bleu, 2016).	94
Tableau 30 : Synthèse des émissions de CO ₂ du site de Yeniçağa dans son état actuel en 2016.	95
Tableau 31 : Synthèse des émissions de CO ₂ du site de Yeniçağa dans un état fictif de drainage de l'ensemble des surfaces.	95
Tableau 32 : Comparaison des caractéristiques géoclimatiques des tourbières de Yeniçağa en Turquie et de Sacramento-San Joaquin en Californie (sources : GIZ, 2010 ; Evrendilek, 2013 ; Baldocchi et al., 2011).	97
Tableau 33 : Surface des drains traversant les terres agricoles drainées et les zones de tourbière drainées (source : calculs à partir de F. Evrendilek, 2014 et Plan Bleu, 2016).	98
Tableau 34 : Coefficients de conversion du CH ₄ et CO ₂ en fonction des méthodes.	100
Tableau 35 : Synthèse de l'évaluation biophysique du potentiel de séquestration de carbone des tourbières de Yeniçağa.	100
Tableau 36 : Options méthodologiques pour l'évaluation économique du service de séquestration de carbone par la tourbière de Yeniçağa.	102
Tableau 37 : Rapprochement des scénarios de référence avec le projet CPDN de la Turquie. Les cases en jaune correspondent aux mesures les plus proches de celles décrites dans la CPDN de la Turquie pour chaque thème. . .	104

Liste des illustrations

Figure 1 : Répartition des zones humides du bassin méditerranéen (Observatoire des Zones Humides Méditerranéennes, 2012)	10
Figure 2 : Principaux services écologiques rendus par les zones humides (source : Plan Bleu, adapté d'après une illustration de l'Agence de l'Eau Rhône Méditerranée Corse)	11
Figure 3 : Distribution des études d'évaluation économique des services rendus par les zones humides dans le bassin méditerranéen en fonction des services analysés.	12
Figure 4 : Répartition géographique des zones humides à l'étude dans le Bassin Méditerranéen.	15
Figure 5 : Localisation des sites pilotes	16
Figure 6 : Exemple de bouquets de services et liste de 13 services de référence utilisée dans le cadre du projet. . 18	
Figure 7 : Comparaison de situations pendant un faible coup de mer en octobre 2006 (à gauche) et lors de la tempête de novembre 2007 (à droite) sur le littoral de Palavas-les-Flots (Hérault, France) (Source : EID & DRE, 2007).	21
Figure 8 : Localisation de l'Étang de Vic, France (source : Durand et Heurtefeux, 2006).	22
Figure 9 : Bouquet de services global de l'Étang de Vic.	23
Figure 10 : Distribution spatiale des différents bouquets de services écosystémiques sur la lagune de l'Étang de Vic (source : Plan Bleu, 2016 ; données SIG : Dreal LR, 2011).	24
Figure 11 : Localisation du parc naturel de Lonjsko polje en Croatie, et zone tampon contre les crues (source : Lonjsko polje Nature Park).	25
Figure 12 : Bouquet de services global des plaines alluviales de Lonjsko polje	26
Figure 13 : Distribution spatiale des différents bouquets de services écosystémiques sur les plaines alluviales de Lonjsko polje (source : Plan Bleu 2016, données SIG : Sava Life project 2009).	27
Figure 14 : Localisation de la lagune de Burullus, Égypte (source : Zingstra, 2013).	28
Figure 15 : Bouquet de services global de la Lagune de Burullus	29
Figure 16 : Distribution spatiale des différents bouquets de services écosystémiques sur la lagune de Burullus. (Source : Plan Bleu, 2016 ; données SIG : Tour du Valat-OZHM, 2015)	30
Figure 17 : Principaux tributaires et exutoires du lac Yeniçağa (Doga Koruma Merkezi Nature Conservation Center, 2012).	31
Figure 18 : Bouquet de services global des tourbières de Yeniçağa.	32
Figure 19 : Distribution spatiale des différents bouquets de services écosystémiques sur les tourbières de Yeniçağa (source : Plan Bleu 2016 ; données SIG : projet Tubitak n° 109Y186)	33
Figure 20 : Schéma séquentiel d'une tempête sur la lagune de Vic.	37
Figure 21 : Cartographie de l'indice de résistance à l'érosion du lido Ouest de Pierre-Blanche.	42
Figure 22 : Cartographie de l'indice de résistance à l'érosion du lido Est de Pierre-Blanche.	42

Figure 23 : Cartographie de l'indice de protection face à la montée des eaux.	43
Figure 24 : Cartographie de l'indice de résistance à l'inondation des terres.	44
Figure 25 : Cartographie des zones inondées dans le scénario A : temps de retour de la tempête côtière de 2 ans et service écologique de protection effectif.	45
Figure 26 : Cartographie des zones inondées dans le scénario A' : temps de retour de la tempête côtière de 2 ans et service écologique de protection non effectif.	45
Figure 27 : Cartographie de l'occupation du sol dans les zones potentiellement inondables par une tempête côtière.	46
Figure 28 : Cartographie des zones inondées dans le scénario B : temps de retour de la tempête de 100 ans et service écologique de protection effectif.	48
Figure 29 : Cartographie des zones inondées dans le scénario B' : tempête de temps de retour 100 ans et service écologique de protection non effectif.	48
Figure 30 : Les aires bleue et rouge sous les courbes DMP_A et DMP_B représentent les surplus compensatoires associés aux passages des scénarios A à A' et B à B'. Ces quantités correspondent à ce que la société serait prête à payer pour éviter la perte du service écologique de protection côtière, pour chacune des deux intensités de tempête.	52
Figure 31 : Diagramme fonctionnel du modèle SIMUDOM (illustration Nomadéis d'après CEPRI, 2014).	58
Figure 32 : Localisation du bassin central de la Sava, du parc naturel de Lonjsko polje et de ses aires de rétention (source : Petricec et al., 2004).	63
Figure 33 : Situation des stations hydrométriques (d'après Croatian Waters, 2012).	64
Figure 34 : Schéma de l'approche par comparaison des hydrogrammes d'entrée et sortie de zone de rétention.	65
Figure 35 : Évolution du débit journalier enregistré par 15 stations lors de la crue de septembre 2010.	67
Figure 36 : Comparaison des débits amont et aval des zones de rétention.	68
Figure 37 : Lac de Serre-Ponçon, France (source : Wikimedia Commons).	71
Figure 38 : Principaux flux du cycle biogéochimique du carbone dans la lagune de Burullus.	76
Figure 39 : Cartographie des surfaces végétalisées de lagune de Burullus en 2015 à partir des images LandSat 8 (Tour du Valat, 2016). Les densités sont définies par l'indice de végétation normalisé NDVI : densité faible (<20 %), densité moyenne (20-30 %) et densité élevée (>30 %).	78
Figure 40 : Séquence d'estimation du coût social du carbone par les modèles IAM (Integrated Assessment Models).	85
Figure 41 : Principaux flux et stock de carbone dans une tourbière (adapté de Rydin & Jeglum, 2006 et Parish et al., 2008).	89
Figure 42 : Principaux flux et stock de carbone dans la tourbière de Yenicağa, Turquie.	90
Figure 43 : Cartographie d'occupation des sols du site de Yenicağa à partir des données du projet Tubitak N° 109Y186 de 2009 (sources : F. Evrendilek, 2014 ; Plan Bleu, 2016).	93
Figure 44 : Comparaison des émissions nettes de CO ₂ du site de Yenicağa dans son état actuel (2016) et dans un	

état fictif de drainage de l'ensemble des surfaces.....96

Figure 45 : Comparaison des émissions nettes de CH₄ du site de Yeniçağa dans son état actuel et dans un état fictif de drainage de l'ensemble des surfaces.99

Figure 46 : Exemple de courbe de coût marginal d'abattement du carbone.....103

Figure 47 : Prix du carbone déterminé par la méthode du coût d'abattement marginal (source : calcul Nomadéis d'après données BERD).104

ANNEXE A : Modèle de questionnaire envoyé aux experts locaux/gestionnaires

Nom/ prénom :

Position :

Organisation :

Pays :

E-mail :

Téléphone :

Nom de la zone humide méditerranéenne proposée :

Pays :

Situation :

☐ Côtière ☐ Intérieure ☐ A proximité d'une ville ☐ Rurale

Superficie :

1/ Est-ce que ce site a un/des statut(s) particulier(s) de protection ou conservation ?

☐ Oui ☐ Non

Si oui, le(s)quel(s) (ex. Ramsar) ?

2/ Quelle organisation/agence est en charge de la gestion du site ?

.....
.....

Existe-t-il un programme de gestion ? ☐ Oui ☐ Non

Si oui, lequel ?

3/ Cet organisme est-il :

☐ National ☐ Régional ☐ Local

4/ Contact pour cette organisation :

5/ Des services écologiques rendus par ce site ont-ils déjà été identifiés ?

☐ Oui ☐ Non

Si oui, lesquels ? (voir Annexe I)

6/ A votre connaissance des études ont-elles été menées sur les services écologiques rendus par ce site ?

☐ Oui ☐ Non

Si oui, lesquels ?

7/ Ce site rend-il le(s) service(s) écologiques liés à l'adaptation au changement climatique suivant(s) :

- ☐ Maîtrise des crues
 ☐ Séquestration du carbone
☐ Protection contre les événements climatiques extrêmes
 ☐ Soutien d 'étiage

8/ Ces services ont-ils un impact avéré sur les populations environnantes ?

- ☐ Oui
 ☐ Non

9/ Selon vous, quels services écologiques sont potentiellement rendus par ce site ? (exemple : régulation, approvisionnement, culturels.) (Voir Annexe I).**10/ Au niveau national, existe-t-il un cadre juridique pour protéger les zones importantes dans la prévention des inondations ou des événements climatiques extrêmes ?**

- ☐ Oui
 ☐ Non

Si oui, lesquels ?

11/ Quelles sont les pressions exercées sur ce site ?

- ☐ Expansion urbaine
 ☐ Usage inadapté des terres
☐ Pollution
 ☐ Chasse/ pêche
☐ Infrastructures artificielles pour la gestion de l'eau (barrages)

Autre :

12/ Quels sont les usagers du site :

- ☐ Agriculteurs
 ☐ Résidents
☐ Touristes
 ☐ Pêcheurs/ chasseurs

Autre :

13/ Quelles données sont disponibles ou facilement accessibles sur ce site (cochez les données disponibles/ accessibles):

- **Données biophysiques**

- ☐ Surface de la zone concernée (ha)
☐ Topographie (pente)
☐ Profondeur moyenne du plan d'eau (s'il y en a, en m)
☐ Type de sol (composition, épaisseur, texture)
☐ Mode de traitement et d'exploitation de la zone (amendements, pâturage, drainage, récoltes)
☐ Nature, importance et fréquence des flux d'eau de surface
☐ Source des eaux de surface
☐ Niveau de saturation en eau
☐ Erosion/sédimentation
☐ Fréquence (inondations/an), durée et niveaux d'eau des inondations
☐ Changement d'utilisation des terres/sols

- o Surface des zones humides et de couvert végétal dans les zones exposées aux événements climatiques extrêmes.
- o Surface de zones humides capables de stocker de l'eau dans des sites affectés par des sécheresses (%)
- o Perte de zones humides importantes pour le stockage de l'eau (ex : zones humides drainées)
- o Durée de la période d'étiage
- o Flux d'eau résultant du cycle restitution-stockage (mm/jour; m3/m2)
- o Quantité de carbone présent dans la biomasse (sol, plantes)
- o Quantité de carbone séquestrée par les zones humides (t/ha)
- o Densité en carbone des 15 premiers centimètres du sol (t/ha)
- o Flux de CH4 et de N2O des sites concernés (estimations en CO2eq)
- o Débit du cours d'eau soutenu par une zone humide (s'il y en a)
- o Pluviométries annuelle et mensuelle moyennes

- **Données économiques**

- o Coûts de construction ou de maintenance d'infrastructures artificielles qui remplacent un service dégradé ou perdu (digues, barrages...)
- o Pertes économiques dues aux inondations
- o Pertes économiques dues à la sécheresse
- o Nombre de personnes et d'activités économiques dépendantes des services écologiques
- o Demande des populations pour une alternative artificielle (ex : construction d'un barrage)
- Populations vivant dans les zones sujettes à la sécheresse

14/ En quoi cette démarche d'évaluation économique des services écologiques vous semble utile ?

- o Sensibilisation de la population
- o Aide à la décision

Autre :

15/ Connaissez-vous des experts locaux du site proposé ?

- o Oui o Non

Si oui, lesquels, à quelles organisations ou institutions appartiennent-ils et quelles sont leurs coordonnées?

M. / Mme	Prénom	Nom	Position	Organisation	E-mail	Tél.

Pour toute question, contactez le Plan Bleu :

Mme Juliette Balavoine, jbalavoine@planbleu.org , +33 (0)4 92 38 71 34

ANNEXE B : Classification des services écologiques

TROIS REGISTRES DE 43 SERVICES ECOSYSTEMIQUES (MEA FRANCE)

15 services d'approvisionnement (production de biens)	15 services de régulation (production de services)	13 services à caractère social (production de services)
Support de cultures alimentaires	Crues et prévention des inondations	Paysage (au sens esthétique)
Support de cultures énergétiques*	Atténuation de l'effet des sécheresses	Qualité de l'environnement olfactif
Aquaculture	Prévention des désordres géomorphologiques (érosions des berges, manques de matériaux à certains endroits)	Qualité de l'environnement sonore
Pêche professionnelle (pêche maritime, cueillette littorale et pêche dulçaquicole)	Purification et traitement des déchets (autoépuration de l'eau)	Valeur de la biodiversité et patrimoine (sites protégés, espèces protégées et emblématiques)
Cueillette terrestre (végétale)	Régulation de l'érosion et des coulées de boues	Communautés humaines spécifiques*
Extraction et exploitation de produits minéraux (granulats, sel...)	Limitation des avalanches	Source et support d'inspiration artistique
Fibres et autres matériaux	Maintien de la qualité des sols	Chasse
Récolte de bois	Recyclage des déchets organiques	Pêche de loisir (en mer et en eau douce)
Fourniture d'eau à usage domestique	Régulation des parasites et agents pathogènes	Sports de nature (sports d'eau douce, sports liés à la mer, sports terrestres et aériens)
Production d'eau embouteillée (minérale et de source)	Régulation des espèces nuisibles et envahissantes	Tourisme et loisirs de nature (tourisme lié aux eaux douces, à la mer, aux écosystèmes terrestres)
Fourniture d'eau à usage agricole	Contribution de la pollinisation à la production de ressources alimentaires	Thermalisme et thalassothérapie
Fourniture d'eau à usage industriel	Purification et maintien de la qualité de l'air	Supports de recherche
Utilisation d'eau pour la production d'énergie	Régulation du climat global	Développement des savoirs éducatifs
Réservoir du vivant	Régulation du climat local	
Transport fluvial et maritime	Biodiversité et écosystème : maintien réciproque	

*Services écosystémiques non inclus dans le premier travail d'élaboration de fiches de caractérisation et de quantification des services.

ANNEXE C : Questionnaire sur les services écologiques rendus par les sites pilotes

Les bouquets de services ont été établis de façon participative, par la diffusion d'un questionnaire en ligne (Google) aux participants des ateliers de lancement de chaque site. Une note de 1 à 5 a ainsi été attribuée, reflétant la probabilité d'existence de chacun des 13 services considérés. Pour chaque service, cette note globale a été obtenue par une moyenne de l'ensemble des notes attribuées, pondérée par le degré de certitude des répondants et arrondie à l'entier le plus proche.

Enquête: Evaluation des services écologiques fournis par les lagunes côtières de l'Etang de Vic

Dans le cadre du projet Med-ESCWET sur "l'évaluation économique des services écologiques rendus par les zones humides méditerranéennes", nous cherchons à analyser la probabilité d'existence et l'intensité de 16 services écologiques fournis par les zones humides (e.g. séquestration du carbone, purification de l'eau).

D'après votre connaissance des lagunes côtières de l'Etang de Vic, merci d'attribuer pour chaque service écologique mentionné un score de 0 à 5 tel que:
Score 0 = le service écologique n'est PAS rendu par les lagunes côtières de l'Etang de Vic
Score 5 = le service écologique est rendu avec une forte intensité par les lagunes côtières de l'Etang de Vic

Comme il est probable que vous connaissiez mieux certains services écologiques que d'autres, merci de préciser dans un second temps, si vous êtes sûr(e) ou non de la notation que vous avez attribuée.

Merci beaucoup pour votre participation!
L'équipe Med-ESCWET

*Required



Civilité *

☐ M.
☐ Mme

Organisation: *

Merci d'attribuer un score de 0 à 5 à chacun des services écologiques listés:

Score 0 = Service écologique NON rendu par les lagunes côtières de l'Etang de Vic; Score 5 = Service écologique rendu avec une forte intensité

	0 (Non rendu)	1	2	3	4	5 (rendu avec une forte intensité)
Séquestration du carbone	☐	☐	☐	☐	☐	☐
Protection contre les événements climatiques extrêmes (inondation, sécheresse, tempête, tsunami...)	☐	☐	☐	☐	☐	☐
Régulation du climat local	☐	☐	☐	☐	☐	☐
Epuración	☐	☐	☐	☐	☐	☐
Soutien d'étiage	☐	☐	☐	☐	☐	☐
Contrôle de l'acidification des sols	☐	☐	☐	☐	☐	☐
Lutte contre l'érosion	☐	☐	☐	☐	☐	☐
Maîtrise des crues	☐	☐	☐	☐	☐	☐
Contrôle de la salinité	☐	☐	☐	☐	☐	☐
Maintien de la qualité de l'air	☐	☐	☐	☐	☐	☐
Ressources en eau	☐	☐	☐	☐	☐	☐
Productions aquacoles et piscicoles	☐	☐	☐	☐	☐	☐
Productions agricoles végétales et animales (biens alimentaires et énergétiques)	☐	☐	☐	☐	☐	☐
Extraction de matériaux et autres agro-ressources	☐	☐	☐	☐	☐	☐
Amenités environnementales	☐	☐	☐	☐	☐	☐
Loisirs et activités récréatives	☐	☐	☐	☐	☐	☐
Séquestration du carbone		☐			☐	
Protection contre les événements climatiques extrêmes (inondation, sécheresse, tempête, tsunami...)			☐		☐	
Régulation du climat local			☐		☐	
Epuración			☐		☐	
Soutien d'étiage			☐		☐	
Contrôle de l'acidification des sols			☐		☐	
Lutte contre l'érosion			☐		☐	
Maîtrise des crues			☐		☐	
Contrôle de la salinité			☐		☐	
Maintien de la qualité de l'air			☐		☐	
Ressources en eau			☐		☐	
Productions aquacoles et piscicoles			☐		☐	
Productions agricoles végétales et animales (biens alimentaires et énergétiques)			☐		☐	
Extraction de matériaux et autres agro-ressources			☐		☐	
Amenités environnementales			☐		☐	
Loisirs et activités récréatives			☐		☐	

Submit

Never submit passwords through Google Forms.

100%: You made it.

ANNEXE D : Fiche descriptive des services écologiques rendus par la lagune côtière de Vic, France

Etang de Vic

RESSOURCES EN EAU



DESCRIPTION

Les étangs ont un intérêt limité dans l'approvisionnement en eau des populations en raison de leur salinité. Grâce à leur capacité de rétention, ils constituent surtout une ressource en eau utile au bon fonctionnement de l'écosystème et au maintien de sa biodiversité. Le bilan hydrique annuel de l'étang de Vic et de son bassin versant est positif (le ruissellement et les précipitations compensent l'évaporation) alors que les mois de juin, juillet et août sont déficitaires.

PRODUCTIONS ACQUACOLES ET PISCICOLES



DESCRIPTION

La lagune est source de poissons et de coquillages : les principales espèces de poissons et crustacés pêchées sont l'anguille (29 904 anguilles pêchées en 2012), le loup, la jol, la muge, la crevette et la daurade. Les principaux coquillages pêchés sont la palourde, la clovisse et la moule. 10 postes de pêches professionnelle et 40 postes de pêche à la palourde sont en place. L'étang de Vic est concerné par la prud'homie de Palavas qui compte 67 patrons dont 20 pêchent sur les étangs palavasiens. Les techniques de pêche les plus répandues sont la pêche à la capêchade et au globe. Les pêches à la Crosses (hameçon), au croc et aux au filets calés de type maillant ou trémails sont également pratiquées durant la période estivale.



ELEMENTS CONTRIBUTEURS

- Etangs de Vic et de Pierre Blanche ;
- Canal du Rhône à Sète



BENEFICIAIRES

- Professionnels de la pêche (regroupés au sein de prud'homie) en convention avec le Conservatoire du Littoral.



PRESSIONS

Potentiels prélèvements non autorisés par la pratique de la pêche de loisir. Phénomènes d'efflorescences algales (malaïgues) en saison estival.

PRODUCTIONS AGRICOLES ET ELEVAGE (biens alimentaires et énergétiques)



DESCRIPTION

Les activités agricoles sont présentes sur 36% (≈141 ha) de la partie terrestre du périmètre d'étude. Parmi elles, plusieurs types de pratiques sont répertoriées : pâturage (10 % des parcelles agricoles), friches (10 %), prairies (7%), grandes cultures (5%), maraîchage (3%), vignes (1%).



ELEMENTS CONTRIBUTEURS

- Prés et marais périphériques à la lagune



BENEFICIAIRES

- Agriculteurs
- Population locale



PRESSIONS

Hausse du niveau marin et salinisation des sols.

EXTRACTION DE MATERIAUX ET AUTRES AGRORESSOURCES

Les lagunes de l'Etang de Vic ne sont pas exploitées pour leurs ressources en matériaux.

REGULATION DU CLIMAT GLOBAL: SEQUESTRATION DE CARBONE

La faible contribution à ce service est celle de la biomasse végétale (production primaire des marais et prés salés) et animale via la calcification et la séquestration de carbonate de calcium (Carbone inorganique), ainsi que le stockage de carbone organique dans les sédiments.

REGULATION DU CLIMAT LOCAL



DESCRIPTION

Les surfaces en eau permettent d'atténuer les variations de température grâce à l'inertie thermique de l'eau qui se réchauffe ou se refroidit plus lentement que l'air. Ce service reste cependant limité par la faible profondeur des étangs de Vic et de Pierre Blanche. Les étangs enrichissent également l'air en humidité par évaporation ce qui permet aux bordures des étangs d'être plus fraîches que les zones dans les terres.



ELEMENTS CONTRIBUTEURS

Surfaces en eau permanente : étangs de Vic et de Pierre Blanche.



BENEFICIAIRES

➤ Population locale



PRESSIONS

Accentuation des phénomènes de sécheresse locaux

EPURATION DE L'EAU



DESCRIPTION

Ce service consiste principalement en l'épuration d'effluents ainsi qu'en l'équilibre des matières charriées par le ruissellement des eaux de pluie et les cours d'eau. L'hydropériode (caractérisée par de longs temps de séjour des masses d'eau dans la zone humide), les constituants biotiques (végétation et microorganismes) et abiotiques (sédiments) des zones humides permettent d'épurer les eaux qui y transitent, par des phénomènes de rétention et d'élimination de la pollution (matière organique, nutriments comme l'azote et le phosphore, éléments métalliques). De plus, ce service est favorisé par la réduction des apports en pesticides d'usage domestique (programme vert demain) mis en place sur plusieurs communes environnantes. Une amélioration progressive de la qualité de l'eau est notée sur la colonne d'eau et au niveau des communautés phytoplanctoniques depuis la mise en place de l'émissaire de Montpellier en décembre 2005. Parallèlement, une forte diminution du phosphore dans les sédiments a également été observée entre 2006 et 2011. Le diagnostic provisoire de l'état chimique au sens de la DCE est mauvais pour l'étang de Vic et l'objectif d'atteinte du bon état est reporté (2021-2027) (2015).



ELEMENTS CONTRIBUTEURS

- Végétation, microorganismes et sédiments des prés et marais salés, des étangs de Vic et Pierre Blanche et du canal ;
- Station de lagunage de Vic-la-Gardiole (en 2012 et 2013, les rendements pour l'azote global et le phosphore total sont supérieurs à 80 %.)



BENEFICIAIRES

- Agriculteurs du bassin versant ;
- Populations des "cabanes" des Aresquiers (rejet de leurs effluents domestiques)
- Populations locales bénéficiant de la station de traitement des eaux usées de Mireval et des bassins d'épuration de Vic la Gardiole.



PRESSIONS

L'étang de Vic présente de fortes concentrations en pesticides et insecticides dues à leurs usages par le passé et est également le milieu récepteur des intrants agricoles utilisés actuellement (transfert par ruissellement et lessivage sur le bassin versant) ; Déversements des cuves à eaux noires des péniches de loisirs ; Rejet des eaux usées domestiques des "cabanes" des Aresquiers ; Rejets riches en phosphore issus de l'ancienne station d'épuration de Montpellier dans le Lez et qui arrivaient dans l'étang via le canal du Rhône à Sète avant 2006 ; Polluants stockés dans les sédiments et potentiellement relargables dans le milieu (e.g si dragage du fond ou agitation de la colonne d'eau) ; Le faible débit des apports favorise la concentration en polluants au détriment du renouvellement des eaux.

SOUTIEN D'ETIAGE

La position en pied de bassin versant ne permet pas d'assurer ce service.

MAITRISE DES CRUES



DESCRIPTION

La maîtrise des crues est un service particulièrement important lors d'événements de crues cévenoles



ELEMENTS CONTRIBUTEURS

- Etangs de Vic et Pierre Blanche,
- Prés et marais salés
- Terres agricoles inondables au nord du site.



BENEFICIAIRES

- Professionnels et usagers des activités de transport fluvial sur la Canal du Rhône à Sète et du réseau ferré ;
- Patrons pêcheurs et agriculteurs ;
- Professionnels de tourisme balnéaire (façade maritime du lido) ;
- Populations urbaines littorales voisines.



PRESSIONS

Accroissement des ruissellements du bassin versant dû à l'imperméabilisation des sols liée à l'urbanisation croissante.

PROTECTION CÔTIÈRE



DESCRIPTION

Le service rendu est essentiellement la protection contre les tempêtes côtières, et spécifiquement contre l'érosion, la submersion marine et la rétention des entrées marines par le chenal.



ELEMENTS CONTRIBUTEURS

- Prés et marais salés ;
- Etangs de Vic et Pierre Blanche ;
- Cordon dunaire.



BENEFICIAIRES

- Professionnels et usagers des activités de transport fluvial sur le Canal du Rhône à Sète et de la voie ferrée ;
- Patrons pêcheurs,
- Professionnels du tourisme balnéaire,
- Agriculteurs des berges nord ;
- Populations urbaines littorales voisines.



PRESSIONS

La présence de barrages sur le Rhône réduit les débits et les apports sédimentaires en amont et au sein de la zone humide. De plus, la dynamique sédimentaire naturelle du littoral est perturbée par la présence d'ouvrages en dur aux extrémités du site, mis en place pour lutter contre le recul du trait de côte. Les vitesses de recul les plus importantes s'observent sur les parties sud et centrale du site, et sont ponctuellement supérieures à 1 m/an. On compte également parmi les pressions exercées le morcellement naturel du cordon littoral. La végétation dunaire peut être altérée par la fréquentation, particulièrement en saison estivale, bien que des zones de passage aient été définies (ganivelles et sentiers, panneaux de sensibilisation).

MAINTIEN DE LA QUALITE DE L'AIR

La végétation piégeant les particules de l'air a un impact théorique sur le maintien de la qualité de l'air. Cependant aucune étude locale ne permet d'apprécier l'importance de ce service sur le site de l'étang de Vic.

AMENITES ENVIRONNEMENTALES



DESCRIPTION

Les importantes aménités environnementales du site reposent notamment sur sa valeur esthétique et paysagère, la valeur patrimoniale de la cathédrale de Maguelone, ainsi que de sa faune et de sa flore, tout comme la conservation de pratiques ancestrales de pêche. Ce service est favorisé par les efforts de préservation dont le site fait l'objet, au travers d'un Plan de gestion efficace porté par le Conservatoire du Littoral.



ELEMENTS CONTRIBUTEURS

- Plusieurs périmètres d'espaces naturels remarquables par leur intérêt écologique et paysager ont été identifiés (ZNIEFF, site classé, site RAMSAR des étangs palavasiens...). La Directive Habitat met en exergue le rôle du site dans la reproduction des laro-limicoles. Les anciens salins de Villeneuve et la presqu'île de Villeneuve les Maguelone confèrent une valeur patrimoniale au site. Patrimoine et traditions sont également des valeurs remarquables sur les étangs de Vic et de Pierre Blanche à travers les pratiques ancestrales de pêche à la capechade, pêche au croq et pêche au filet.



BENEFICIAIRES

- Populations locale et touristique



PRESSIONS

Dégradation du milieu due à une forte fréquentation estivale (piétinement, dépôts de déchets...).

LOISIRS



DESCRIPTION

Les loisirs pratiqués sur la zone sont principalement les activités de pleine nature, la randonnée pédestre, équestre ou à vélo, les activités touristiques balnéaires et fluviales, ainsi que la chasse.



ELEMENTS CONTRIBUTEURS

Des espaces au sein des zones humides connexes sont aménagés pour accueillir les randonneurs pédestres, équestres et à vélo. Ces zones sont l'habitat d'un gibier d'eau pour la chasse à l'affût avec appelants ou la chasse à la passée. Il existe 6 postes sur la bordure nord - nord-est de l'étang de Vic, 4 postes en bordure de canal dont un seul est chassé, 12 postes en bordure de l'étang de Pierre blanche. Seul 3 postes restent en place toute l'année et 5 postes chassés régulièrement (plus de 5 à 10 nuits pas an). La pêche de loisir est pratiquée sur la plage du lido et le long du Canal du Rhône à Sète. La façade maritime du lido est le lieu des activités de baignade, canoë-kayak et kite-surf. L'étang de Vic fait partie d'un circuit de canoë-kayak qui passe en mer. En moyenne, on peut estimer le nombre de canoës, de passage sur l'étang, à cinq par semaine. la plaisance représente quant à elle 1200 péniches par an.



BENEFICIAIRES

Professionnels et usagers des activités de tourisme balnéaire (Palavas Kayak de Mer, Echappée Verte), d'écotourisme (observation des oiseaux), des activités de location de péniches touristiques, des activités sportives de pleine nature, amateurs de chasse (association de chasse maritime, l'ACM de Villeneuve-lès-Maguelone et le syndicat des chasseurs et des propriétaires de Vic-la-Gardiole) et amateurs de pêche de loisir ; Populations locales.



PRESSIONS

Dégradation du paysage en cas de sur-fréquentation estivale.

ANNEXE E : Fiche descriptive des services écologiques rendus par la plaine inondable de Lonjsko polje, Croatie

RESSOURCES EN EAU



DESCRIPTION

L'approvisionnement en eau de villes de Ljubljana, Zagreb et Belgrade notamment, dépend majoritairement des ressources en eau de la zone humide, qui était en 2001 une source d'eau potable pour 1 million de personnes. La zone humide compte deux aquifères, Lonja (100 m) et Sava (70 m). Drenov Bok et Osekovo correspondent à deux sources au sein du parc qui alimentent la population en eau.



ELEMENTS CONTRIBUTEURS

- La présence de la plaine alluviale permet aux eaux stagnantes de s'infiltrer progressivement dans la nappe. L'infiltration via le cours d'eau de la Save n'intervient qu'en cas de hausse du niveau de l'eau.



BENEFICIAIRES

- Population locale



PRESSIONS

L'hydrologie du site est affectée par la construction de digues et d'écluses (Gugic, 2004) ; une différence de quelques centimètres entre les parties hautes et basses du sol peut modifier le régime hydrique de la zone ainsi que l'approvisionnement en eau qu'elle assure.

PRODUCTIONS ACQUACOLES ET PISCICOLES



DESCRIPTION

La zone humide abrite 27 espèces de poissons, ce qui en fait la plus grande zone de frai du bassin du Danube. En période de crue, les populations migrent des rivières vers des lieux de reproduction comme les bassins de rétention de Lonjsko et Mokro polje, où la température est plus élevée. Procurant une large variété de produits piscicoles, le parc est un lieu important de pêche professionnelle et sportive (carpes, poissons chat, perches).



ELEMENTS CONTRIBUTEURS

- Richesse trophique du milieu aquatique grâce aux apports de nutriments par les tributaires de la Save ; eaux stagnantes des bassins de rétention.



BENEFICIAIRES

- Pêcheurs



PRESSIONS

Bassins des frayères envahis par la végétation, notamment par l' amorphe buissonnante (espèce invasive).

EXTRACTION DE MATERIAUX ET AUTRES AGRORESSOURCES



DESCRIPTION

L'exploitation forestière a une grande importance économique sur le site. Seules deux autres forêts sont aussi grandes en Europe : Est de la Croatie et Forêt des Landes (France). 68% du parc est couvert de forêts de chêne et de frêne, dont la majeure partie est exploitable (seuls 10% des surfaces de forêt ne sont pas exploitables pour des raisons de préservation). Le taux d'exploitation, adapté au taux de croissance, permet des récoltes de bois durables. Le bois est vendu brut. Le chêne est l'essence ayant la plus haute valeur économique.



ELEMENTS CONTRIBUTEURS

- Forêts alluviales.



BENEFICIAIRES

- Populations locale et nationale



PRESSIONS

Augmentation du niveau et de la durée d'inondation des forêts alluviales par augmentation de la hauteur des digues peut être dommageable aux essences commercialisées, et particulièrement aux chênes ; Maladie du frêne affirmée depuis 2 ans (maladie fongique).

PRODUCTIONS AGRICOLES ET ELEVAGE (biens alimentaires et énergétiques)



DESCRIPTION

L'agriculture traditionnelle est l'activité principale de la population locale (pâturage, fourrage, fenaïson). La zone offre des pâturages pour le bétail, chevaux, porcs, ce qui permet de préserver la diversité des paysages. Pas d'espèces ovines du fait d'une trop grande diffusion de parasites. L'élevage traditionnel concerne plusieurs espèces indigènes comme le cheval Posavac, la race bovine locale Slavonian-Syrmian Podolia, l'oie de Posavina, le porc de Turopolje, ou encore le porc noir slovène. Ces espèces robustes sont adaptées aux conditions extrêmes extérieures, ont des besoins alimentaires modestes et un comportement particulièrement docile. Une partie de la forêt de Lonjsko polje, connexe aux zones de pâturage, est aussi dédiée aux troupeaux (bovins, porcins et équins), et constitue un espace protégé. Elle est située à côté des zones à pâturer. Seules des interventions pour coupes « sanitaires » sont autorisées. Ce lieu est également propice à la prolifération des cochons (sauvages ou semi-sauvages) car les glands du chêne sont une base de leur alimentation. Le pâturage favorise également la formation de petites mares, lieu de ponte des nombreux amphibiens.



ELEMENTS CONTRIBUTEURS

- Prairies (qui occupent 4,593 ha, soit 10.1% du parc) utilisées pour la fauche et le pâturage ; parcs forestiers de chênes et de frênes dits "de repos" pour les troupeaux bovins.



BENEFICIAIRES

- Agriculteurs;
- Population locale.



PRESSIONS

Plusieurs éléments affectent le service de productions agricoles. Il s'agit en premier lieu de problématiques d'étiage et de sécheresse. De plus, les pâturages sont recouverts d'amorphe buissonnante (*Amorpha fruticosa*), de lampourde glouton (*Xanthium strumarium*) et d'ambrosie (*Ambrosia artemisiifolia*), considérées comme invasives. Des tensions existent également entre les éleveurs et les institutions en charge des programmes de sélection de ressources biologiques animales, ou encore avec les chasseurs et braconniers menaçant le bétail qui n'est pas gardé. L'absence de standardisation et de marketing des produits agricoles issus de la zone représente également une pression économique sur les activités. Le cas des fermes d'Etat n'est pas résolu.

SEQUESTRATION DE CARBONE



DESCRIPTION

Le service est principalement rendu par la forêt, couvrant environ 70% du site, via la formation et l'accumulation d'humus, ainsi que par l'activité photosynthétique de la végétation.



ELEMENTS CONTRIBUTEURS

- Forêts alluviales (peupliers, frênes, chênes); sols



BENEFICIAIRES

- Population mondiale



PRESSIONS

Récente régression de la population de frênes due à une maladie fongique.

REGULATION DU CLIMAT LOCAL



DESCRIPTION

Les surfaces en eau permettent d'atténuer les variations de température grâce à l'inertie thermique de l'eau qui se réchauffe ou se refroidit plus lentement que l'air. Les forêts recouvrant près de 70% de la zone humide échangent des flux d'eau avec l'atmosphère, et contribuent ainsi à l'humidification de l'air.



ELEMENTS CONTRIBUTEURS

- Surfaces en eau; Forêts alluviales



BENEFICIAIRES

- Population locale



PRESSIONS

Sécheresses

EPURATION DE L'EAU



DESCRIPTION

Les espaces naturels de rétention assurent un rôle de purification des eaux stagnantes par sédimentation, tandis que les sols et forêts assurent un gain de qualité significatif entre les eaux de surface et souterraines (gain d'une catégorie de qualité dans le référentiel local).



ELEMENTS CONTRIBUTEURS

- Sols et forêts



BENEFICIAIRES

- Population locale (alimentation en eau potable par forage)



PRESSIONS

Pollution assimilable aux éléments nutritifs provenant de la Save (rejets approximatifs entre 1.79 et 6.89 kt/an de phosphore et entre 37.86 et 85.59 kt/an d'azote (Ramsar Information Sheet, 2009-2012) ; pollution organique due aux eaux usées du bassin de la Save (9 millions d'habitants) ; pollution organique due aux activités industrielles (1 096 entreprises recensées, dans les domaines de l'énergie, la chimie, la métallurgie, le papier et le bois) ; pollution due aux substances dangereuses (métaux, pétrole, substances émergentes, pesticides utilisés en prévention et en curatif).

SOUTIEN D'ETIAGE



DESCRIPTION

Des problèmes de sécheresse sont constatés de plus en plus fréquemment. Le soutien d'étiage artificiel est assuré via le système de protection contre les inondations, sur la base de la capacité naturelle de rétention des bassins du site. Ce service rendu par la zone peut cependant avoir une interaction négative avec celui de protection contre les inondations, en cas de crues survenant soudainement lors d'une période de sécheresse, et pendant laquelle l'eau, maintenue à un certain niveau afin d'en garantir les usages, empêche la rétention optimale des eaux de crue.



ELEMENTS CONTRIBUTEURS

- bassins de rétention du parc naturel; aquifères.



BENEFICIAIRES

- Population locale;
- Agriculteurs;
- Exploitants forestiers.



PRESSIONS

Canalisation des cours d'eau.

MAITRISE DES CRUES



DESCRIPTION

La Croatie est fortement affectée par les inondations, pouvant survenir toute l'année du fait d'un régime pluvio-nival apportant des crues via les précipitations ou la fonte des neiges. Des infrastructures artificielles ont permis de renforcer les capacités naturelles de lutte contre les inondations suite aux sévères inondations de 1964. La zone de rétention de Lonjsko polje est la plus grande zone de rétention dans le bassin central de la Save (25 600 ha), avec une capacité de rétention maximale estimée à 634 Mm³. Les mesures de restauration mises en place visent l'augmentation de la taille des plaines inondables et l'élargissement du lit de la rivière.



ELEMENTS CONTRIBUTEURS

- 4 bassins de rétention (les deux principaux sont Lonsjko et Mokro polje) ; digues entourant la zone de rétention au nord, sud, est et ouest de Lonjsko polje ; forêt alluviale permettant le ralentissement des débits de pointe lors des crues ; pratique du pâturage traditionnel permettant de garder un milieu ouvert favorable à la rétention d'eau au sein des bassins de rétention.



BENEFICIAIRES

- Population de la Posavina centrale et des pays en aval du parc avant tout (Serbie, Bosnie-Herzégovine)



PRESSIONS

La lutte naturelle contre les inondations est menacée par l'agriculture intensive et la construction de routes et habitations sur les plaines inondables. De plus, l'installation de systèmes artificiels de lutte contre les inondations (digues) affecte le fonctionnement hydrologique naturel de la zone. Enfin, une densité trop importante de forêt alluviale peut nuire à la bonne circulation et à l'écoulement des crues de l'amont vers l'aval du système et ainsi créer un engorgement des zones de rétention amont.

PROTECTION CÔTIÈRE



DESCRIPTION

La position du site à l'intérieur des terres ne permet pas de considérer ce service.

MAINTIEN DE LA QUALITE DE L'AIR



DESCRIPTION

L'importante végétation du site, et notamment la forêt, contribuent à ce service en piégeant les particules de l'air dans son feuillage.

AMENITES ENVIRONNEMENTALES



DESCRIPTION

Les aménités environnementales du site reposent essentiellement sur les possibilités que représentent la biodiversité pour l'enseignement, la recherche, la préservation des ressources génétiques, la collection de plantes médicinales, les animaux et le marketing des produits locaux. La zone RAMSAR comprend 3 réserves d'oiseaux, zone prioritaire dans le Plan « European Biodiversity and Landscape Strategy » et un site clé dans le « Danube River Basin programme ». Ces programmes soulignent la grande importance de la zone pour de nombreuses espèces protégées : spatule (*Platalea leucorodia*), pygargue à queue blanche (*Haliaeetus albicilla*), aigle pomarin (*Aquila pomaria*). On dénombre à Lonjsko Polje 58 espèces de mammifères, 16 espèces d'amphibiens, 10 espèces de reptiles et 27 espèces de poissons. Le site est également un refuge pour les oiseaux migrateurs du nord de l'Europe, principalement pour les oiseaux d'eau (canards, hérons, spatules, cigognes, sternes, échassiers, grues). Cette zone offre divers habitats favorables à des espèces animales et végétales rares ou en voie d'extinction en Europe. Elle abrite plus des deux tiers des espèces d'oiseaux présentes en Croatie (250 espèces), parmi lesquelles 138 espèces se reproduisent dans le parc Lonjsko polje, comme par exemple la cigogne blanche (*Ciconia ciconia*).

Les forêts alluviales du parc comptent parmi les dernières forêts de chêne commun (*Genisto-elatae-Quercetum roboris*, *Carpino betuli-Quercetum roboris*) et frêne (*Leucoio-raxinetum angustifoliae*) au monde témoignant de l'évolution des gènes de ces deux essences.

Les aménités environnementales reposent également sur le mode de vie traditionnel de la population locale, la zone humide offrant un héritage naturel, culturel et paysager fort. Cet héritage se traduit par des siècles d'usage agricole traditionnel des terres, du pâturage (traditions de pâturage depuis 250 ans), et de l'exploitation de la forêt. Le paysage actuel reflète la disposition linéaire des villages ruraux du XVIIe au XIXe siècles, suivant la Save, ainsi que les anciens axes de communication et les frontières historiques du territoire. Environ 600 maisons traditionnelles en bois, principalement en chêne, sont recensées sur le site, soit 1/3 des constructions actuelles. Cet héritage architectural est classifié héritage de l'Unesco en catégorie mixte.



ELEMENTS CONTRIBUTEURS

- Forêts de chêne et de frêne ; aulnes ; milieux aquatiques ; prairies humides ; pâturages.



BENEFICIAIRES

- Populations locale et mondiale; acteurs économiques du secteur touristique.



PRESSIONS

Parc immobilier historique non entretenu, démoli, ou mal restauré ; exportation illégale de matériaux ; administration locale peu développée ; abandon des techniques traditionnelles de construction ; pénurie de main d'oeuvre qualifiée pour les rénovations de l'héritage architectural ; cadastres non mis à jour et non digitalisés.

LOISIRS



DESCRIPTION

Le parc est considéré comme une zone de loisirs pour 1.5 millions de personnes vivant à proximité de la zone humide. La forêt, les prairies et les milieux aquatiques permettent l'essor d'une grande diversité d'animaux sauvages, oiseaux ou mammifères. Cette richesse de biodiversité est utile en premier lieu aux activités de tourisme, qui prennent une place économique majeure dans la zone. On estime à 13 000 le nombre de visiteurs du parc en 2015, principalement Croates, Allemands et Français, sur la période d'avril à octobre (volonté d'augmenter jusqu'à 25 000 visiteurs / an). Les visites sont en majorité journalières (visite de 3 jours maximum). La découverte des milieux naturels fait partie des visites du site au même titre que la richesse culturelle et traditionnelle. Le tourisme durable, organisé par le "Lonjsko polje Nature Park Public Service" est en développement. Les activités proposées concernent des circuits en bateau, l'observation de la faune (oiseaux), marche, cyclisme, sport équestre (balade à cheval de Posaniva). Certaines maisons traditionnelles en bois ont été restaurées afin de devenir des logements touristiques. L'attraction principale est le "Village des Cigognes" (un des 16 villages européens labellisés) ; la Journée de la Cigogne est organisée annuellement le dernier samedi de juin. Ces activités touristiques sont soutenues financièrement par les autorités locales et les ministères en charge de la culture et du tourisme. Elles sont développées principalement par des personnes « néo-rurales » ou revenant sur leur lieu d'origine.

Le site est également prisé pour les activités de pêche sportive et de chasse. Les sociétés de chasse vendent des licences à l'année. Des lois réglementant la chasse au gibier et les battues de régulation sont mises en œuvre en accord avec la loi de protection de la nature. La chasse représentait près de 68 000 euros par hectare en 2001.



ELEMENTS CONTRIBUTEURS

- Biodiversité, paysages naturels, bâti traditionnel



BENEFICIAIRES

- Populations locale et touristiques ; acteurs économiques du secteur touristique



PRESSIONS

Biodiversité menacée par le braconnage (chasse illégale par les moyens employés, les périodes de pratique, les types d'espèces et les quantités chassées) ; manque d'infrastructures

ANNEXE F : Fiche descriptive des services écologiques rendus par la lagune côtière de Burullus, Egypte

RESSOURCES EN EAU



DESCRIPTION

Du fait du fort gradient de salinité observé au sein de la lagune, la partie ouest de la lagune sert à l'approvisionnement en eau douce des bassins aquacoles et à l'irrigation de parcelles agricoles situées dans le même secteur. Certaines communautés locales puisent dans l'eau de la lagune pour des usages domestiques.



ELEMENTS CONTRIBUTEURS

- Surfaces en eau ;
- Canaux agricoles.



BENEFICIAIRES

- Aquaculteurs
- Agriculteurs en irrigation



PRESSIONS

Déversement des eaux de drainage agricole, des eaux de bassins piscicoles (légaux et illégaux) et des eaux usées domestiques menaçant la qualité de la masse d'eau de la lagune.

PRODUCTIONS ACQUACOLES ET PISCICOLES



DESCRIPTION

La lagune de Burullus est un lieu important de pêche et d'aquaculture avec une nurserie très productive (mulet, tilapia, crevette, crabe, rouget, poisson-chat). Entre 41 000 et 59 000 tonnes de poissons sont pêchées chaque année. Environ 155 000 tonnes de poissons sont issues de l'élevage aquacole annuellement. Kafr el sheikh est le 1er gouvernorat pour la pêche (produit 1/3 de la production du pays). La lagune est la ressource principale de protéines animales pour 600 000 personnes.



ELEMENTS CONTRIBUTEURS

- Lagune et roselière (nursérie)
- Fermes aquacoles.



BENEFICIAIRES

- En 2002, 28000 personnes vivaient directement de la pêche, alors qu'en 2015, cette activité concerne 55 000 familles (soit 65 000 pêcheurs sur le district de Kafr El Sheikh).



PRESSIONS

Surpêche, pêche illégale des alevins pour alimenter les fermes aquacoles, accroissement du nombre et de la densité des fermes aquacoles, réduction de la surface en eau de la lagune compliquant l'accès par les pêcheurs, baisse de la qualité de la masse d'eau, baisse de la salinité de l'eau induisant un changement dans les espèces pêchées (d'espèces à forte valeur économique comme le tilapia vers des espèces moins valorisées économiquement).

PRODUCTIONS AGRICOLES ET ELEVAGE (biens alimentaires et énergétiques)



DESCRIPTION

Le protectorat abrite des activités d'arboricultures (palmeraies et dattiers), une faible part d'orticulture (1% des terres cultivées) et soutien la production de goyaves, légumineuses, sucre de betterave, pommes de terre, céréales, riz, blé, haricots, coton, tomates, maïs, raisin. On trouve également des pâturages et cultures fourragères pour l'élevage dans une moindre mesure (30 000 buffles, vaches, moutons et chèvres recensés en 2005).

55 espèces de plantes sont récoltées pour des usages médicaux et 32 consommées par la population locale (Ramsar Cop 2015). Etant donné la grande richesse avifaunistique de la zone, aire d'hibernation et de migration notamment fréquentée par les laro-limicoles, l'attrait pour l'activité illégale de chasse au gibier d'eau tend à augmenter.



ELEMENTS CONTRIBUTEURS

- Zones humides connexes à la lagune : roselière ;
- Zones agricoles en périphérie de la lagune.



BENEFICIAIRES

- Population locale, dont agriculteurs



PRESSIONS

Anthropisation croissante du milieu et prélèvements potentiellement importants associés. Pollution des sols.

EXTRACTION DE MATERIAUX ET AUTRES AGRORESSOURCES



DESCRIPTION

La lido de la lagune est le lieu d'extraction de sel, et la lagune permet l'exploitation de roseaux pour l'artisanat, la construction de pièges à oiseau, d'embarcations traditionnelles (markebs et faloukas) ou encore de pare-vent.. De plus, au sein du protectorat de Burullus, 13 espèces de plantes sont utilisées comme combustible, et 4 utilisées pour leur bois (Ramsar Cop, 2015)



ELEMENTS CONTRIBUTEURS

- Bassin d'extraction de sel ;
- Roselière.
- Végétation environnante



BENEFICIAIRES

- Populations locales, dont artisans et pêcheurs



PRESSIONS

Hausse du niveau marin et salinisation des sols, surpêche, accroissement de la densité de hoshas, réduction de la surface en eau de la lagune, baisse de la qualité de la masse d'eau, développement de la chasse illégale sur la Réserve Burullus avec la baisse de la productivité aquacole de la lagune.

REGULATION DU CLIMAT GLOBAL : SEQUESTRATION DE CARBONE



DESCRIPTION

La séquestration de carbone s'effectue majoritairement dans le compartiment sédimentaire de la lagune, qui accumule à long termes les apports carbonés végétaux et terrestres. Ce stock de carbone a été évalué à 3180.8 Gg par Eid & Shaltout (2013). Cette étude a également évalué le potentiel de séquestration annuelle de ce compartiment à 4.04 Gg, mettant en valeur un potentiel plus important dans les zones végétalisées. L'activité photosynthétique du milieu, assurée par la biomasse végétale (en particulier par des espèces à développement rapide comme les roseaux et la jacinthe d'eau) et le phytoplancton, contribue également au stockage de carbone. Le service est renforcé par la surexploitation de la zone et par l'état de dégradation de l'écosystème



ELEMENTS CONTRIBUTEURS

- Sédiments de la lagune
- Sols des zones humides connexes et sols cultivés du pourtour de la lagune
- Contribution de la biomasse végétale par la photosynthèse



BENEFICIAIRES

- Population mondiale



PRESSIONS

Certaines zones de la roselière font l'objet d'une diminution de surface par extraction humaine, dans le but de faciliter l'accès des embarcations aux zones de pêche.

REGULATION DU CLIMAT LOCAL



DESCRIPTION

Les surfaces en eau permettent d'atténuer les variations de température grâce à l'inertie thermique de l'eau qui se réchauffe ou se refroidit plus lentement que l'air. La lagune enrichit également l'air en humidité par évaporation ce qui confère aux berges un micro-climat plus frais que les terres de l'arrière-pays.



ELEMENTS CONTRIBUTEURS

- Surfaces en eau permanente



BENEFICIAIRES

- Populations locales, littorales



PRESSIONS

Accentuation des phénomènes de sécheresse, expansion des phragmites sp. et réduction de la surface en eau de la lagune

EPURATION DE L'EAU



DESCRIPTION

Ce service consiste principalement en l'épuration d'effluents (nutriments, polluants chimiques) apportés par les drains agricoles, mais aussi par le ruissellement des eaux de pluie et eaux usées en provenance du bassin versant. Le système de collecte des eaux usées de la ville de Yenicağa sont assurés par des bassins d'assainissement. La situation topographique en cuvette des tourbières et leur submersion saisonnière, les constituants biotiques (végétation et microorganismes) offrent à la zone humide une capacité d'épuration des eaux qui y transitent. Ce processus naturel repose sur des phénomènes de rétention et d'élimination de la pollution (matière en suspension, matière organique, nutriments comme l'azote et le phosphore, éléments métalliques).



ELEMENTS CONTRIBUTEURS

Végétation notamment les *Phragmites sp* et *Typhas sp* qui composent la ceinture végétale du lac, microorganismes de la tourbière.



BENEFICIAIRES

- Pêcheurs (pêche de poissons et d'écrevisses)
- Populations locales



PRESSIONS

Transfert des intrants agricoles par ruissellement et lessivage des parcelles environnantes lors des saisons humides ; pollution due aux effluents d'élevages avicoles et d'abattoirs (plusieurs élevages ayant une capacité de 280 à 300 milliers d'animaux et 3 fermes avicoles intensives sont répertoriées sur le territoire de Yenicağa), pollution due aux dépôts atmosphériques en provenance de l'autoroute qui longe la tourbière par le Sud.

SOUTIEN D'ETIAGE

La position en pied de bassin versant ne permet pas d'assurer ce service.

MAITRISE DES CRUES



DESCRIPTION

La lagune constitue une zone de rétention des eaux du bassin versant, principalement issues des drains agricoles et dans une moindre mesure des ruissellements des eaux de pluie et apports des cours d'eau. Le trop plein issu du drainage agricole empêche la lagune de remplir son rôle de réservoir lors de crues, à l'exception des 2 mois d'hiver quand le barrage d'Aswan est fermé. Avant la construction du haut barrage d'Aswan, la lagune recevait les crues du Nil à la fin de l'été et en automne (MedWet culture).



ELEMENTS CONTRIBUTEURS

- Lagune ;
- Zones connexes à la lagune.



BENEFICIAIRES

- Populations urbaines littorales
- Pêcheurs, aquaculteurs et agriculteurs



PRESSIONS

Drainage des zones marécageuses pour usage agricole, accroissement démographique des trames urbaines littorales? trop plein d'eau dans la lagune dû aux drainages d'eaux agricoles

PROTECTION CÔTIÈRE



DESCRIPTION

Théoriquement ce service est rendu par la barrière physique que forme le lido, et par la capacité de rétention offerte par la lagune. Cependant l'affaissement du delta du Nil et l'utilisation excessive de la lagune comme déversoir agricole minimisent le service rendu. Les lagunes nord égyptiennes agissent cependant comme des barrières aux intrusions salines, protégeant les zones agricoles plus au sud.



ELEMENTS CONTRIBUTEURS

- Cordon dunaire
- Dunes à l'est de la région de Baltim hautes de 3 mètres



BENEFICIAIRES

- Populations urbaines littorales
- Pêcheurs, aquaculteurs et agriculteurs



PRESSIONS

Diminution des apports sédimentaires suite à la construction du barrage d'Aswan (affaissement localement estimé à 40 cm par siècle), érosion marine sur la majorité du trait de côte (seuls 10 km de zones d'accrétion sur les 70 km de trait de côte), élévation du niveau marin. trop-plein en eaux agricoles et urbanisation croissante du lido vulnérabilisent la zone vis-à-vis du service de protection côtière.

LOISIRS



DESCRIPTION

Les loisirs pratiqués sur la zone sont principalement le tourisme balnéaire. La chasse de loisir est autorisée de mi septembre à mi novembre. La lagune dispose d'un potentiel inexprimé en termes de tourisme culturel, tourisme naturaliste et tourisme nautique.



ELEMENTS CONTRIBUTEURS

- Trait côtier et dunes sableuses,
- Sites historiques et culturels.
- Petit complexe hôtelier concentré dans la région de Baltim.



BENEFICIAIRES

- Acteurs économiques du secteur de tourisme balnéaire et d'écotourisme (observation des oiseaux)



PRESSIONS

Intensification de l'aquaculture et dégradation de l'écosystème; Contexte géopolitique.
Dans le futur, érosion du trait de côte, élévation du niveau de la mer.

AMENITES ENVIRONNEMENTALES



DESCRIPTION

Les aménités environnementales du site reposent notamment sur la valeur esthétique des dunes littorales et la conservation de ses activités de pêche traditionnelle (utilisation d'embarcations traditionnelles). Le Gouvernorat de Kafr El-Sheikh compte six sites historiques tels que la Cité préhistorique de Butu, appelée Tal Elpharaeen, l'ancienne cité de Xoi (aujourd'hui village de Sakka) et l'ancien lieu de culte du dieu Amon Rê, ainsi que quelques sites Islamiques encore ensevelis sous les dunes sableuses. Ce site Ramsar fournit des habitats variés pour les communautés végétales et de nombreux d'espèces d'oiseaux migrateurs. 779 taxons végétaux et animaux (reptiles, mammifères...) ont pu être identifiés au sein du protectorat, dont une soixantaine d'espèces rares, 20 espèces menacées et 11 espèces endémiques contribuant aux aménités apportées par le site.



ELEMENTS CONTRIBUTEURS

- Sites architecturaux remarquables, de lieux de culture et de culte islamique ;
- Biodiversité et valeur patrimoniale associées aux habitats naturels du site: marais, plages sableuses, dunes, îlots..



BENEFICIAIRES

- Populations locale et touristique



PRESSIONS

Dégradation du milieu dû à sa surexploitation et anthropisation croissante du milieu.

ANNEXE G : Fiche descriptive des services écologiques rendus par le lac et les tourbières de Yeniçağa, Turquie

RESSOURCES EN EAU



DESCRIPTION

Les tourbières sont un milieu riche en eau. Elles sont submergées saisonnièrement par la masse d'eau du lac. Les anciens sites d'extraction sont d'ailleurs des lieux de rétention d'eau. Les prélèvements d'eau du lac et des drains en eau douce sont effectués dans une très faible mesure pour l'alimentation en eau potable et l'irrigation agricole.



ELEMENTS CONTRIBUTEURS

- Tourbières anciennement exploitées et creusées ;
- Fossés de drainage.



BENEFICIAIRES

- Population locale, dont agriculteurs



PRESSIONS

Pollution naturelle aux métaux lourds liée à la nature géologique du site, notamment à l'arsenic ; fortes pollutions anthropiques : transfert des intrants agricoles par ruissellement et lessivage des parcelles environnantes lors des saisons humides; pollution due aux effluents d'élevages avicoles et d'abattoirs, pollution due aux dépôts atmosphériques de métal en provenance de l'autoroute qui longe la tourbière par le Sud.

PRODUCTIONS ACQUACOLES ET PISCICOLES



DESCRIPTION

Le lac possède un fort potentiel commercial national pour la pêche à l'écrevisse et les carpes principalement. On estime à 21 tonnes (dont 6 tonnes d'écrevisse) les ressources piscicoles issues du lac durant la saison de pêche (6 mois de l'année).



ELEMENTS CONTRIBUTEURS

- Lac Yeniçağa



BENEFICIAIRES

- Pêcheurs (revenu principal et/ou secondaire) ;
- Population locale.



PRESSIONS

- Episodes de sécheresse entre 2010 et 2015 ;
- Piégeage des alevins dans les excavations d'exploitation de tourbe en période sèche

PRODUCTIONS AGRICOLES ET ELEVAGE (biens alimentaires et énergétiques)



DESCRIPTION

25% du territoire est consacré à l'agriculture, en périphérie des tourbières. Cette activité ne constitue pas la principale ressource des foyers. Les productions majeures sont le blé, l'avoine, l'orge, les pommes de terres, les betteraves et la laitue. Les prairies sur tourbe sont destinées au pâturage des cheptels bovins (2500 têtes) et ovins (1000 têtes) en liberté des fermes locales (10% de l'occupation du sol de Yeniçaga).



ELEMENTS CONTRIBUTEURS

- Tourbières et parcelles agricoles alentours



BENEFICIAIRES

- Agriculteurs (revenu principal et/ou secondaire) ;
- Population locale.



PRESSIONS

- Episodes de sécheresse entre 2010 et 2015

EXTRACTION DE MATERIAUX ET AUTRES AGRORESSOURCES



DESCRIPTION

Les sols des tourbières de Yeniçaga sont composés d'alternance de couches de tourbe et d'argile. La tourbe était autrefois exploitée en tant que fertilisant horticole à hauteur de 100 000 m³ par an et représentait plus de la moitié de la production turque avant 2009 (GTZ, 2010). Aujourd'hui, seul 1,5 ha environ est encore exploité annuellement. L'argile est exploitée pour la céramique de manière anecdotique.



ELEMENTS CONTRIBUTEURS

- Tourbières encore en exploitation



BENEFICIAIRES

- Acteurs économiques de l'extraction, du traitement et du transport de tourbe ;
- Propriétaires fonciers de parcelles de tourbière ;
- Population locale (bénéficiaire indirect).



PRESSIONS

Surpâturage, limitation réglementaire d'exploitation de la tourbe

SEQUESTRATION DE CARBONE



DESCRIPTION

Les tourbières de carex qui entourent le lac de Yeniçağa sont un écosystème à forte capacité de séquestration de carbone atmosphérique sous forme organique au fil des siècles. Elles présentent des couches de tourbe sur une profondeur allant de 6 à 12 m à minima selon les zones considérées et étudiées, et alternées de couches d'argiles sur 30 % de la superficie totale. Une seconde contribution positive est assurée par la biomasse végétale, notamment la ceinture de roseaux du lac (*Phragmites sp.*) par la photosynthèse. Le réseau de drainage est en revanche une source d'émissions de méthane. Enfin, du méthane est spécifiquement émis depuis les 4 drains artificiels de la zone humide.



ELEMENTS CONTRIBUTEURS

- Sols et végétations des tourbières, forêts périphériques, plantations d'arbres situées sur la tourbière et roselière ;



BENEFICIAIRES

- Population mondiale



PRESSIONS

- Extraction de tourbe sur une superficie de 1,5 ha par an environ (et sur une profondeur de 1,5 m maximum); Surpâturage ; impact de la sécheresse sur le niveau de la nappe phréatique qui induit des émissions de carbone vers l'atmosphère.

REGULATION DU CLIMAT LOCAL



DESCRIPTION

Les surfaces en eau permettent d'atténuer les variations de température grâce à l'inertie thermique de l'eau qui se réchauffe ou se refroidit plus lentement que l'air. Les prairies sur tourbe et les forêts échangent des flux d'eau avec l'atmosphère, elles contribuent ainsi à l'humidification de l'air.



ELEMENTS CONTRIBUTEURS

- Prairies sur tourbe humides, plans d'eau, bois et forêts



BENEFICIAIRES

- Agriculteurs et population locale



PRESSIONS

Diminution des milieux inondés en cas d'intensification des sécheresses

EPURATION DE L'EAU



DESCRIPTION

Ce service consiste principalement en l'épuration d'effluents (nutriments, polluants chimiques) apportés par les drains agricoles, mais aussi par le ruissellement des eaux de pluie et eaux usées en provenance du bassin versant. Le système de collecte des eaux usées de la ville de Yeniçağa sont assurés par des bassins d'assainissement. La situation topographique en cuvette des tourbières et leur submersion saisonnière, les constituants biotiques (végétation et microorganismes) offrent à la zone humide une capacité d'épuration des eaux qui y transitent. Ce processus naturel repose sur des phénomènes de rétention et d'élimination de la pollution (matière en suspension, matière organique, nutriments comme l'azote et le phosphore, éléments métalliques).



ELEMENTS CONTRIBUTEURS

Végétation notamment les *Phragmites sp* et *Typhas sp.* qui composent la ceinture végétale du lac, microorganismes de la tourbière.



BENEFICIAIRES

- Pêcheurs (pêche de poissons et d'écrevisses)
- Populations locales



PRESSIONS

Transfert des intrants agricoles par ruissellement et lessivage des parcelles environnantes lors des saisons humides ; pollution due aux effluents d'élevages avicoles et d'abattoirs (plusieurs élevages ayant une capacité de 280 à 300 milliers d'animaux et 3 fermes avicoles intensives sont répertoriées sur le territoire de Yeniçağa), pollution due aux dépôts atmosphériques en provenance de l'autoroute qui longe la tourbière par le Sud.

SOUTIEN D'ETIAGE



DESCRIPTION

Ce service est assuré naturellement et artificiellement par l'exutoire du lac (régulateur du niveau d'eau du lac). Celui-ci dispose d'un régulateur du niveau d'eau du lac, alimentant ou non la rivière de Çaga via un canal artificiel. En période de sécheresse, l'alimentation du canal est réduite. Cela permet notamment de maintenir les tourbières en condition humide.



ELEMENTS CONTRIBUTEURS

La tourbière à forte capacité de rétention, peut restituer l'eau au milieu.



BENEFICIAIRES

- Populations locales (pêcheurs, agriculteurs)
- Exploitants de tourbe.



PRESSIONS

Intensification potentielle de sévères épisodes de sécheresse (comme ceux constatés entre 2010 et 2015).

MAITRISE DES CRUES



DESCRIPTION

Les tourbières de Yeniçaga sont une zone tampon lors des montées du niveau du lac en saison humide et lors de la fonte des neiges



ELEMENTS CONTRIBUTEURS

- Capacité de rétention d'eau du lac et des tourbières
- Les zones agricoles de la vallée sont elles aussi de potentielles zones d'expansion des crues.



BENEFICIAIRES

- Population locale, agriculteurs et exploitants de la tourbes



PRESSIONS

Accentuation des crues due au changement climatique.

PROTECTION CÔTIÈRE



DESCRIPTION

Le site n'est pas côtier.

MAINTIEN DE LA QUALITE DE L'AIR



DESCRIPTION

Les forêts et plantations d'arbres présentes sur le pourtour du lac Yeniçaga participent à une meilleure qualité de l'air en interceptant les particules polluantes (poussières, cendres, pollens et fumée) et en absorbant des gaz tels que l'ozone, le dioxyde de carbone, de soufre et d'azote, émis sur la zone.



ELEMENTS CONTRIBUTEURS

- Végétation associée aux tourbières (prairies sur tourbes), forêts et plantations d'arbres



BENEFICIAIRES

- Populations locales



PRESSIONS

Non identifiées.

AMENITES ENVIRONNEMENTALES



DESCRIPTION

Les aménités environnementales du site reposent notamment sur la valeur esthétique des rives du lac principalement couvertes de roselière et bordée par des plantations de saules et frênes, sur la présence d'un village historique enseveli (daté de - 2000 ans) et de lieux de culte islamique. La ceinture végétale du lac est protégée au titre de la réglementation turque des zones littorales. Les tourbières anciennement exploitées, les prairies sur tourbe et la roselière constituent des habitats variés pour les communautés végétales et des espèces de champignons. De plus, les tourbières présentent une richesse avifaunistique : 92 espèces observées parmi lesquelles on trouve notamment grues cendrées, hérons cendrés, cigognes blanches, pygargues à queue blanche, jynx ; ainsi que 37 espèces de libellules. Un observatoire à oiseaux contribue à la valeur éducative du site, classé "Important Bird Area" et renommé notamment par la présence de deux espèces rares : le râle du genêt et la grue cendrée. Quelques paddocks sont clôturés afin de préserver l'espace de nidification des grues cendrées.



ELEMENTS CONTRIBUTEURS

- Lac et prairies environnantes, roselière (liée à l'avifaune).



BENEFICIAIRES

- Population locale et touristique



PRESSIONS

Dégradation du milieu par le dépôt sauvage de déchets ; nuisances sonore et visuelle dues à la présence de la route au Sud

LOISIRS



DESCRIPTION

La municipalité a mis à disposition des habitants des barbecues et tables de pique-nique en bordure du lac. Un établissement de restauration rapide fonctionne de façon saisonnière. Les populations locales pratiquent la chasse (sangliers et gibiers d'eau) et la pêche de loisirs. Des chemins pavés et des sentiers permettent de se promener et de pratiquer un tourisme naturaliste (ornithologique).



ELEMENTS CONTRIBUTEURS

- Lac et partie nord des tourbières spécifiquement en ce qui concerne la richesse aviaire ;
- Observatoire à oiseaux ;
- Aire de pique-nique, établissement de restauration rapide, routes d'accès goudronnées et chemins de promenade.



BENEFICIAIRES

- Population locale dont chasseurs et pêcheurs.
- Gérants et employés du restaurant



PRESSIONS

Dégradation du milieu par le dépôt sauvage de déchets, passage de bovins en liberté susceptible d'abîmer les infrastructures

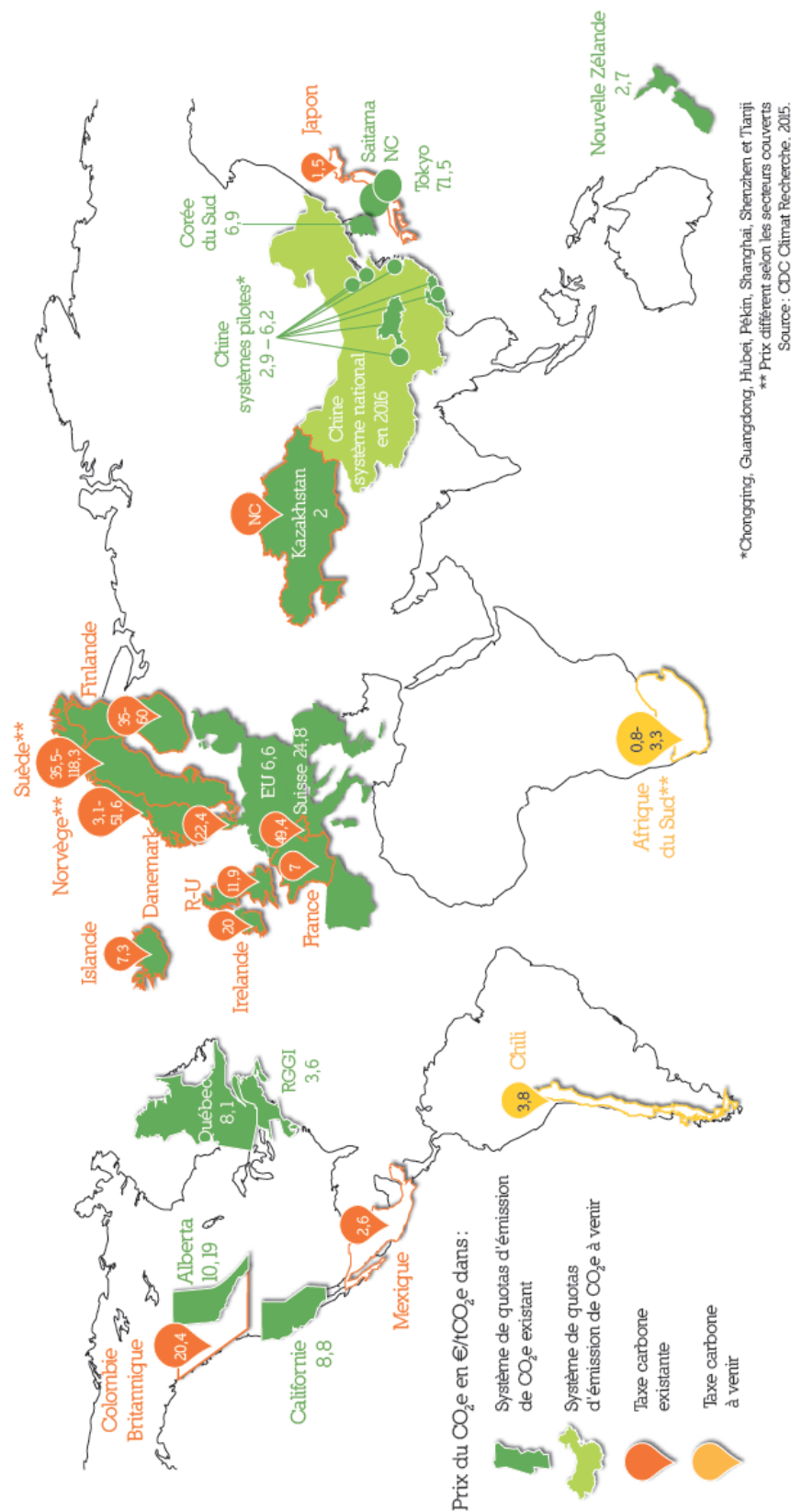
ANNEXE H : EVALUATIONS ECONOMIQUES DES SERVICES ECOSYSTEMIQUES A L'ETUDE DANS LA LITTERATURE

Site	Type de ZH	Qu'est-ce qui est évalué ?	Technique(s) utilisée(s)	Valeur (€, \$ ou £ /ha/an)	Référence
Service de régulation du climat à travers le stockage du carbone					
Selangord Nord, Malysie	Forêt de tourbières	Stock de carbone	Coûts évités	gestion non durable: 7080 - 8011 M \$/ha; gestion durable: 8049 - 8677 M \$/ha	Kumari (1995)
Vallée alluviale du Mississippi, Etats-Unis	Plaine inondable	Flux de Gaz à effet de serre évités	Transfert des avantages et coûts évités	171 - 222 \$ / ha/an	Jenkins et al. (2010)
Mondial	Tourbières	valeur du stockage de carbone	/	1728 €/ha/an	Brouwer and Ek (2004)
Mondial	Toutes zones humides	valeur du stockage de carbone	/	150 €/ha/an	Brouwer and Ek (2004)
Tourbières du Cézallier	Tourbières	stock de CO2	prix du marché	1800 €/ha (2010)	nomadéis
Etat de Mecklenburg-Vorpommern, Allemagne	Tourbières	dommages évités par la restauration de 29,764 ha	valeur du carbone est basée sur un prix du carbone à 70€/t (Schäfer 2009)	21,7 millions d' €/ an (en moyenne 728 €/ha restauré)	TEEB case, Förster et al. (2009)
Mondial	Herbiers de posidonie	séquestration du carbone	coût des dommages évités	De 7,7 à 230 €/ha/an (2014)	Mangos et al, 2010 (données de 2005), cité dans Campagne et al. (2015)
Mer Méditerranée		séquestration du carbone	Estimation conservative du coût social du Carbone	127 à 1722 million €/an sur tout le bassin 135 à 1000 €/km²/an	Melaku Canu et al.(2015)
Service de prévention des risques naturels					
Service de protection contre les événements climatiques extrêmes					
Belize	Mangroves et récifs coralliens	Protection côtière/ tourisme/ ressources halieutiques	Coûts évités	395 à 559 millions de \$/an	Cooper et al. (2009)
Louisiane, Etats -Unis	Marais	Protection côtière	Coûts évités	8977 à 17000 dollars par acre/ an	Costanza, et al. (1989)
Etats-Unis	Mangroves, marais, forêts ripariennes	Protection côtière	Coûts évités	250 à 51 000 dollars/h/ an, avec une moyenne à 8 240 par ha et par an.	Costanza et al. (2008)

Site	Type de ZH	Qu'est-ce qui est évalué ?	Technique(s) utilisée(s)	Valeur (€, \$ ou £ /ha/an)	Référence
Kuala Selangor, Malaisie	Mangroves	Présence de mangroves	Coûts de remplacement	13 842 \$/ha/an	Leong et al. (2005)
Sud-est de la Louisiane, Etat-Unis	Marais	Continuité des zones humides et couvert végétal	Coûts évités	6 km de marais continus : 592 000-792 100 \$; 6 km de marais végétalisés : 141 000-258 000 \$	Barbier et al. (2013)
Vietnam	Mangroves	Présence de mangroves	Coûts évités	220 000 - 300 000 \$	International Federation of Red Cross and Red Crescent Societies
Parc national de la Guadeloupe (cœur de parc)	Mangroves herbiers récifs coralliens	Protection côtière, maintien des plages et du littoral	/	Mangroves 10500 €/ha/an herbiers 71400 €/ha/an récifs coralliens 600 €/ha/an	Brli, (2012)
Estuaire d'Humber, nord-est de l'Angleterre	Estuaire	stratégie de réaligement côtier (création d'espace pour de nouveaux habitats intertidaux)	Analyse coûts bénéfiques comparant plusieurs scénarii de réaligement de digues	scenario « infrastructures vertes »: 25 ans: 30-45 € 50 ans: 16,73 € 100 ans: 57,83 €	TEEB case (2011) basé sur Turner et al. (2007)
Mondial	Posidonia oceanica	Protection contre l'érosion côtière	coût des dommages évités	188 €/ha/an (2014)	Mangos et al. (2010) (données de 2001) cité dans Campagne et al. (2015)
Service de régulation des flux d'eau					
Service de maîtrise des crues					
Languedoc-Roussillon, France	Lagunes	Capacité d'évacuation des eaux de crue suite à l'élévation du niveau de la mer	Coûts de remplacement	149 600 000 – 972 400 000 €	Kuhfuss et al. (2011)
Languedoc-Roussillon, France	Zones humides péri-lagunaires	Capacité d'évacuation des eaux de crue suite à l'élévation du niveau de la mer, en tenant compte des perspectives d'adaptation	Transfert des avantages	10 508 967 - 13 799 181 €	Kuhfuss et al. (2011)
Côte ouest du Sri Lanka	Marais	Capacité de stockage en eau lors d'inondation	Coûts de remplacement + transfert des avantages	5 394 556 \$ --> 1 758 \$/ha;	Emerton and Kekulandala (2002)
Delta du Rhin et de la Meuse, Pays-Bas	Plaine inondable	Restauration des plaines inondables et création de nouveaux cours d'eau	Coûts évités	3,3 milliards € (2000) sur 100 ans	Brouwer and Ek (2004)

Site	Type de ZH	Qu'est-ce qui est évalué ?	Technique(s) utilisée(s)	Valeur (€, \$ ou £ /ha/an)	Référence
Rivière Elbe, Allemagne	Rivière Elbe et ses affluents, polder (zones de rétention des eau)	3 options de maîtrise des crues avec des avantages écologiques	Analyse coûts-bénéfices (CBA)	La 3 ^{ème} option, "polder régulièrement inondés et relocalisation limitée de digues" génère une valeur actualisée nette de 559 Mil. € (sur 90 ans)	TEEB case mainly based on Grossmann et al. (2010)
Marne, France	Plaines alluviales	rôle d'écêtement des crues	Coûts de remplacement	182-594 €/ha/an	Schéhrazade Aoubid et Hélène Gaubert, (2010)
plaine de la Bassée, France	Plaines alluviales	rôle d'écêtement des crues	1) Coûts de remplacement 2) coûts évités	1)185-570 €/ha/an 2) 113-163 €/ha/an	Schéhrazade Aoubid et Hélène Gaubert (2010)
Nogentais, France	Zones humides	rôle d'écêtement des crues	Coûts de remplacement	203-617 €/ha/an	Schéhrazade Aoubid et Hélène Gaubert (2010)
Basse vallée de la Vire, France	rivière et marais	rôle d'écêtement des crues	coûts évités	37 €/ha/an	Schéhrazade Aoubid et Hélène Gaubert, (2010)
Fleuve de la Charente, France	ZH	rôle d'écêtement des crues	coûts constatés	5-9 €/ha/an	Schéhrazade Aoubid et Hélène Gaubert (2010)
Tarn (Agout)	Tourbières	rôle d'écêtement des crues	Coûts de remplacement	100-260 €/ha/an	Schéhrazade Aoubid et Hélène Gaubert (2010)
Moyenne vallée de l'Oise		rôle d'écêtement des crues	Coûts de remplacement	37-243 €/ha/an	Schéhrazade Aoubid et Hélène Gaubert (2010)
Insh Marshes, Écosse, Royaume-Uni	Marais	coût en capital de la construction de défenses de remplacement contre les inondations	/	plusieurs millions de livres sterling	FRAPNA Haute-Savoie. Avril 2011
Danube	Plaines d'inondations	Valeur économique comprenant leur fonction d'atténuation des crues	/	valeur annuelle totale : 650 millions d'Euros	Gren et al. (1995)
15 études françaises	Toutes zones humides	Lutte contre les inondations/ service d'écêtement des crues	Méta-analyse (d'études utilisant coûts de remplacement ou coûts évités (bénéfice économique du service s'avère plus élevé avec la 1ère méthode)	37-617 €/ha/an (2008)	cité dans Schéhrazade Aoubid et Hélène Gaubert (2010)
89 sites dans le monde	Toutes zones humides	Lutte contre les inondations/ service d'écêtement des crues	Méta-analyse (d'études utilisant les coûts de remplacement ou coûts évités)	438 €/ha/an (2008)	Brander et al. (2003) cité dans Schéhrazade Aoubid et Hélène Gaubert (2010)

ANNEXE I : Marché du Carbone à travers le monde en avril 2015



ANNEXE J : CARTOGRAPHIE DE LA LAGUNE CÔTIÈRE DE BURULLUS, ÉGYPTÉ

• Méthodologie

L'approche cartographique choisie est celle ayant été développée dans le cadre du projet GlobWetland-II (GW-II ESA DUE project, 2010-2015) et utilisée par l'Observatoire des Zones Humides Méditerranéennes (OZHM) pour le suivi de plus de 300 sites du pourtour méditerranéen (OZHM, 2014).

Les images utilisées sont issues du satellite Landsat-8 (L8 OLI) et Landsat-7 (L7 ETM) avec une résolution spatiale de 30 m et de 15 m pour les bandes panchromatiques. La composition spectrale retenue pour les traitements des deux types d'images comprend les canaux suivants : le bleu, le vert, le rouge, le proche-infrarouge, le moyen-infrarouge 1, le moyen-infrarouge 2 (pour les images L8), l'infrarouge thermique (pour les images L7) et le panchromatique.

Cinq périodes annuelles successives ont été analysées afin de cartographier l'évolution de la végétation aquatique au niveau de la lagune : 2011, 2012, 2013, 2014 et 2015. Pour ces cinq années, toutes les images exploitables (sans nuages) ont été utilisées pour couvrir les dynamiques phénologiques¹ et hydrologiques saisonnières observées.

2011 (L7)	2012 (L7)	2013 (L8)	2014 (L8)	2015 (L8)
18 février	05 février	22 mai	17 janvier	20 janvier
28 juillet	25 avril	23 juin	06 mars	05 février
	14 juillet	13 août	09 mai	26 avril
	18 octobre	04 novembre	26 juin	15 juillet
			29 août	16 août
				01 septembre
				20 novembre

Tableau 38 : Dates des images utilisées pour la cartographie (source: Tour du Valat, 2016).

Toutes ces images ont été acquises via le portail web de l'USGS (United States Geological Survey). Elles sont orthorectifiées et prétraitées pour les corrections atmosphériques et géométriques.

Pour les besoins de cette étude, deux produits cartographiques ont été extraits à partir de ces images :

1/ Cartographie de l'occupation du sol :

Pour les périodes 2011 et 2015, des classifications supervisées et orientées-objet (opérées avec le logiciel GEOclassif) ont permis de réaliser des cartographies détaillées de l'occupation et de l'utilisation des sols sur l'ensemble de la zone d'étude et de suivre ainsi son évolution entre ces deux années. L'approche multi-date (utilisation de plusieurs images par an) a permis d'intégrer les dynamiques saisonnières de la végétation (phénologie) et de l'eau libre (inondation de surface) dans le processus d'identification et de caractérisation des habitats observés. Le traitement cartographique se base sur 3 étapes successives (Figure 43) :

- i) une segmentation des objets thématiques à partir de leurs signatures spectrales, qui varient spatialement, spectralement et temporellement ;
- ii) une classification automatique des habitats avec une nomenclature Corine Land Cover modifiée et intégrant les classes de zones humides selon les définitions Ramsar ;
- iii) un traitement post-classification qui a permis de corriger manuellement certaines erreurs de la classification

¹ Les phénomènes phénologiques désignent les phénomènes biologiques marqués par une saisonnalité.

automatique sur les deux cartes.

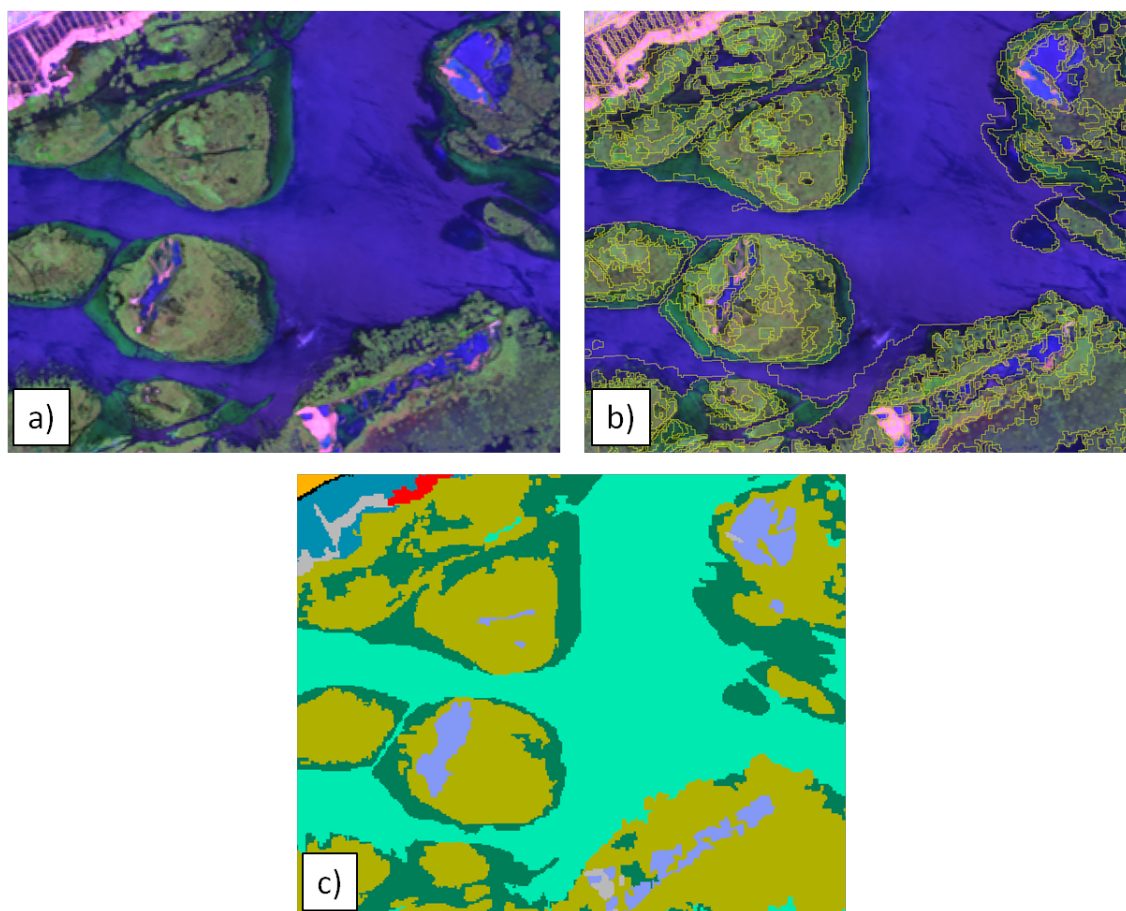


Figure 48 : Classification supervisée et orientée-objet des images Landsat. a) images prétraitées en entrée ; b) segmentation des images en fonction des signatures spectrales des pixels (incluant les variables spatiale, spectrale et temporelle); c) carte finale de l'occupation et de l'utilisation du sol obtenue après une classification automatique suivie d'une correction manuelle des erreurs repérées (source : Tour du Valat, 2016).

2/ Cartographie de la végétation aquatique :

Pour l'ensemble des 5 périodes, des cartographies de la végétation aquatique ont été réalisées à partir des images Landsat avec le logiciel ENVI 4.7. Ces cartes ont permis de caractériser les principales communautés formant la végétation aquatique de la lagune en fonction de leurs types (les hélophytes et les plantes submergées) ainsi que de leurs densités. Afin de créer ces cartes, l'indice spectral de végétation NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) a été calculé à partir des images Landsat et additionné aux 7 bandes déjà disponibles. Les résultats ont été obtenus suivant l'approche détaillée ci-dessous (Figure 44) :

- Segmentation des images multi-date et délimitation de la végétation aquatique au niveau de la lagune pour chacune des 5 périodes ;
- Deux principales formations végétales ont été identifiées :
 - les hélophytes avec des réseaux de feuilles et de rhizomes relativement denses, ce qui permet de les distinguer des autres plantes, notamment en hiver avec la persistance des tiges mortes ;
 - les plantes aquatiques submergées (probablement la jacinthe d'eau) que l'on retrouve essentiellement autour des îlots en plein milieu de la lagune, avec des valeurs de NDVI fortes durant l'été mais quasi nulles en hiver.

- Les variations de l'indice NDVI en période de forte activité chlorophyllienne (printemps-été) ont permis de définir différents niveaux de densité pour chacune des deux formations. Ces niveaux sont définis en fonction de la valeur moyenne du NDVI pour chaque segment, calculée sur la période printemps-été et exprimée en % (l'indice étant normalisé et variant de -1 à 1 avec 0 comme seuil de présence de la végétation, ce qui permet de calculer les pourcentages). Trois classes de densité ont été retenues : i) densité faible (<20%) ; ii) densité moyenne (20% - 30%) et ; iii) densité forte (>30%).

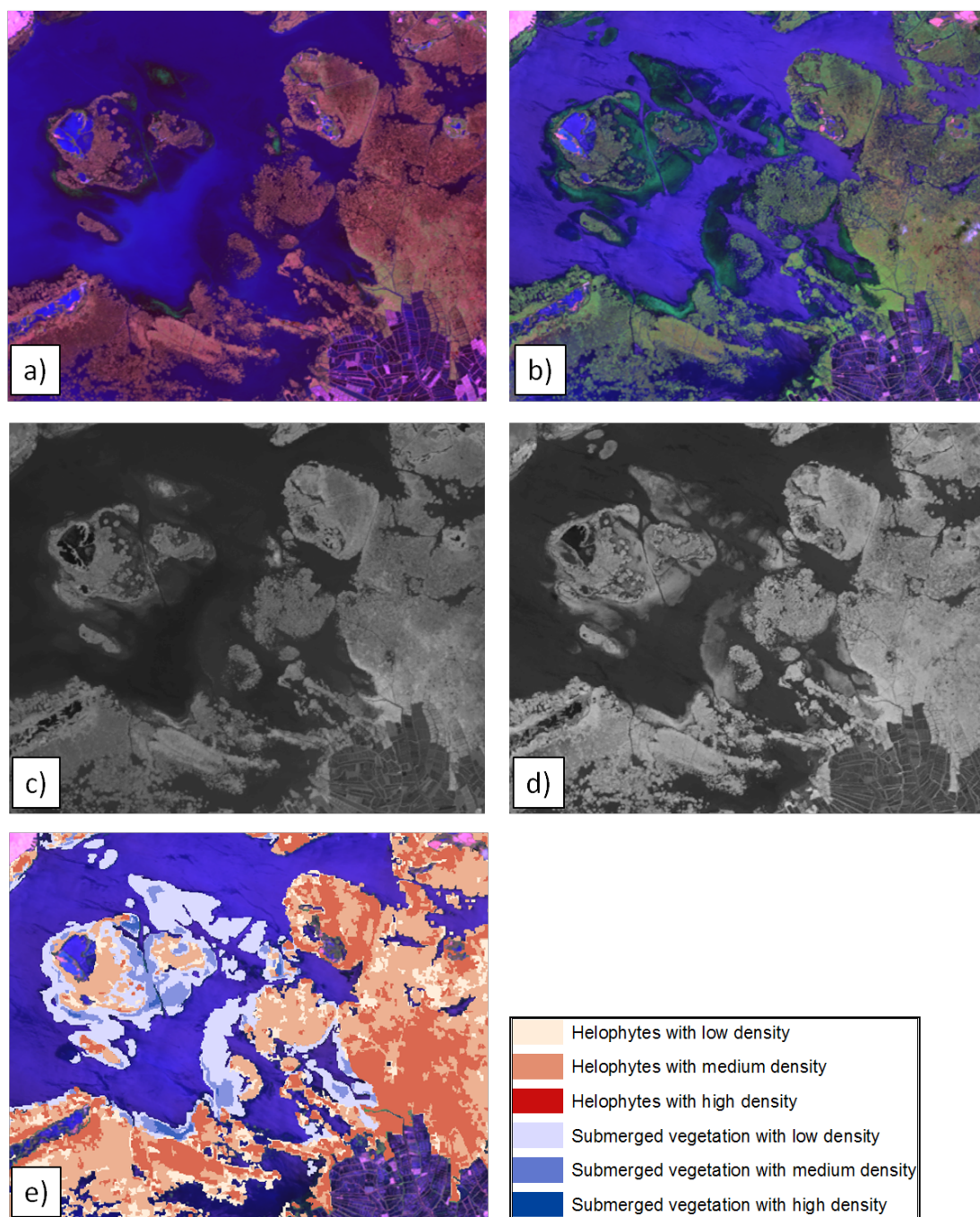


Figure 49 : Cartographie de la végétation aquatique avec les niveaux de densité. a) image multi-spectrale Landsat-8 du 05-02-2015 ; b) image multi-spectrale Landsat-8 du 15-07-2015 ; c) NDVI calculé à partir de l'image Landsat-8 du 05-02-2015 ; d) NDVI calculé à partir de l'image Landsat-8 du 15-07-2015 e) carte de la végétation aquatique (hélrophyte et végétation submergée) avec les classes de densité (source : Tour du Valat, 2016).



Plan Bleu pour l'environnement et le développement en Méditerranée
15, rue Beethoven, Sophia Antipolis, 06560 Valbonne, France
+33 (0)492 387 130 - www.planbleu.org