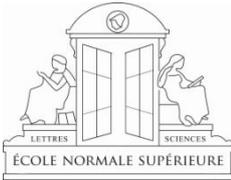


Rapport de stage de Master II « Sciences et Technologie du Vivant et de l'Environnement »

Mention « Ecologie, Biodiversité, Evolution »

Parcours recherche, spécialité « Biologie de la conservation »



UPMC – UPSUD – AgroParisTech – ENS – MNHN



« Changements d'usage des sols et biodiversité : quels liens ? Le cas des communautés d'oiseaux hivernants des zones humides du bassin méditerranéen »

Marianne Bernard

Stage du 02/02/2015 au 30/06/2015

Soutenance le 15/06/2015

Encadrants :

Coralie Beltrame, Chef de projet à la Tour du Valat

Thomas Galewski, Chef de projet à la Tour du Valat

Isabelle Le Viol, Maître de conférences MNHN CESCO, UMR 7204



Lieu : Tour du Valat

Département « Observatoire des Zones Humides Méditerranéennes »



SOMMAIRE

I. INTRODUCTION	2
II. MATERIEL ET METHODES	5
A. Description des jeux de données	5
1. Changement d'utilisation du sol	5
2. Suivi de biodiversité	7
B. Analyses effectuées	9
1. Etude du changement d'occupation du sol des zones humides	9
a. Evolution temporelle des surfaces de ZH totales et ZH naturelles	9
b. Caractérisation de cette évolution en fonction de celle des autres types d'utilisation du sol, de la position Nord / Sud, du statut Ramsar	10
2. Etude du lien entre changement d'occupation du sol et biodiversité	10
a. Evolution de l'abondance des oiseaux d'eau entre 1979 et 2009, en particulier des Anatidés	10
b. Etude de l'évolution du degré de spécialisation et de l'affinité thermique de 84 espèces d'oiseaux d'eau entre 1979 et 2009	11
c. Etude du lien entre les tendances temporelles des Anatidés et le changement d'occupation du sol	12
III. RESULTATS	13
A. Changement d'utilisation du sol	13
1. Etude de l'évolution temporelle des surfaces de ZH totales et de ZH naturelles	13
2. Caractérisation de cette évolution en fonction de celle des autres types d'utilisation du sol, de la position sur la rive Nord ou Sud de la Méditerranée, et du statut Ramsar	15
B. Etude du lien entre changement d'occupation du sol et biodiversité	16
1. Evolution de l'abondance des oiseaux d'eau entre 1979 et 2009, en particulier des Anatidés	16
2. Etude de l'évolution du CSI et du CTI des 84 espèces d'oiseaux entre 1979 et 2009	16
3. Etude du lien entre les tendances temporelles des Anatidés et le changement d'occupation du sol	17
IV. DISCUSSION	19
V. CONCLUSION	25
BIBLIOGRAPHIE	26
ANNEXE I : NOM DES SITES LITTORAUX ET NON LITTORAUX	30
ANNEXE II : 84 ESPECES D'OISEAUX DONT 17 ANATIDES ETUDIEES	33
ANNEXE III : DISTRIBUTION DE VARIABLES	35

LISTE DES FIGURES

Figures :

Figure 1	Localisation des 284 sites cartographiés dans le projet GlobWetland II, dont les 214 littoraux	6
Figure 2	Localisation des sites et points de dénombrement	8
Figure 3	Evolution de la surface des types d'occupation du sol entre 1975 et 2005	14
Figure 4	Evolution du changement en ZH naturelles selon le changement en ZH artificielles (a), en surfaces agricoles (b), en surfaces urbanisées (c) et en surface naturelle non humide (d)	15
Figure 5	Evolution temporelle du CTI entre 1970 et 2009	17
Figure 6	: Evolution des tendances temporelles des 17 Anatidés en fonction de l'urbanisation	18

Tableaux :

Tableau 1a	Variables et modèles utilisés pour l'étude de l'évolution temporelle des ZH totales et des ZH naturelles	9
Tableau 1b	Variables et modèles utilisés pour la caractérisation de l'évolution des ZH naturelles selon les autres types d'occupation du sol, la position Nord / Sud et le statut Ramsar	10
Tableau 2a	Variables et modèles utilisés pour les analyses sur l'évolution de l'abondance d'oiseaux	11
Tableau 2b	Variables et modèles utilisés pour les analyses sur l'évolution spatio-temporelle du CSI et du CTI	12
Tableau 2c	Variables et modèles utilisés pour les analyses sur l'abondance d'oiseaux et son lien avec le changement d'utilisation du sol	13
Tableau 3a	Evolution temporelle des ZH totales et des ZH naturelles	14
Tableau 3b	Caractérisation de l'évolution temporelle des ZH totales et des ZH naturelles	15
Tableau 4a	Evolution de l'abondance des oiseaux d'eau entre 1979 et 2009	16
Tableau 4b	Evolution spatio-temporelle du CSI et du CTI de la communauté d'oiseaux d'eau	17
Tableau 4c	: Effet du changement d'occupation du sol sur 17 espèces d'Anatidés	18

I. INTRODUCTION

Les zones humides comptent parmi les écosystèmes les plus fragilisés par le développement humain. De faible surface à l'échelle du globe (moins de 9 %) et en régression partout dans le monde - perte de 50 % de leur surface au cours du XX^{ème} siècle (Gitay et al 2011) -, elles sont pourtant pourvoyeuses de nombreux services écosystémiques pour l'homme, tels que l'amélioration de la qualité de l'eau, la limitation des inondations ou la séquestration du carbone (Zedler et Kercher 2005). Elles hébergent aussi une grande diversité d'espèces, tant végétales qu'animales, dont certaines sont également menacées.

Dans le bassin méditerranéen, les zones humides occupent une surface restreinte, et sont dispersées au sein d'écosystèmes souvent secs et montagneux. Le littoral méditerranéen, long de 46000 km, est partagé par 22 pays, et trois continents : Afrique, Asie, Europe. Les types de zones humides y sont multiples : marais, lacs d'eau douce ou salée, cours d'eau, eaux souterraines, prairies humides, tourbières, estuaires, deltas, lagunes, sans oublier les sites artificiels tels que les bassins de pisciculture, les rizières, les réservoirs, les salins et les oasis. Point de convergence de multiples civilisations, le bassin méditerranéen accueille aujourd'hui une importante population de près de 480 millions de personnes, ainsi que les principales activités humaines correspondantes : urbanisation, agriculture, industrie, développement des infrastructures de transport et de tourisme. Ce dernier, très concentré sur le littoral, accentue encore la pression de dégradation des côtes méditerranéennes : on parle même de phénomène de "littoralisation", caractérisé par l'extension des villes, associée à la multiplication des infrastructures résidentielles et touristiques (AEE-PNUE/PAM, 2014).

Menacées par ces activités et les changements d'occupation du sol associés, les zones humides naturelles sont également affectées par l'intensification de la gestion et des prélèvements d'eau, ressource rare en région méditerranéenne. Cela correspond à la modification des régimes hydrologiques, à la transformation en habitats artificiels, à la baisse du débit des cours d'eau (Sánchez-Arcilla et al, 2008)... De plus, l'élévation du niveau de la mer due au réchauffement climatique, associée au déficit d'apports sédimentaires fluviaux entraîne un recul du trait de côte et par conséquent un risque de submersion des zones humides littorales, constituant une menace supplémentaire pour ces habitats (Bohannon, 2010; Ayache et al., 2009). Dans le cas du delta du Rhône par exemple, la diminution de la fréquence des crues majeures depuis les années 1850, la reforestation des bassins versants, et plus récemment les activités de dragage et la construction de digues et de barrages (années

1950) sont, entre autres, à l'origine d'une diminution des dépôts de sédiments par le fleuve, et donc de l'érosion du littoral (Sabatier et al., 2006).

Enfin, le pourtour méditerranéen est un espace hétérogène, tant du point de vue climatique que du développement économique : la rive Sud connaît beaucoup moins de précipitations annuelles que la rive Nord, des températures plus élevées et donc des ressources en eau plus limitées. Elle présente en outre une croissance de la population urbaine beaucoup plus forte, un PIB et des revenus moyens par personne moins importants (AEE-PNUE/PAM, 2014). Ce contraste entraîne des pressions différentes sur l'environnement entre pays du Nord et du Sud.

L'intérêt écologique des zones humides a motivé l'adoption, le 2 février 1971, à Ramsar (Iran), d'un traité intergouvernemental qui regroupe aujourd'hui 168 pays : la Convention Ramsar. Ce traité vise à structurer l'action nationale et la coopération internationale pour la conservation et l'usage raisonné des zones humides. La désignation au titre de la Convention Ramsar constitue un label pour des sites d'importance internationale, c'est-à-dire les sites les plus riches et en biodiversité du pays, notamment en oiseaux d'eau. Elle n'entraîne en revanche aucune obligation légale de protection de ces sites.

La forte présence humaine autour du bassin méditerranéen exerce donc une pression considérable sur les zones humides, en particulier littorales et sur leur biodiversité. La proportion d'espèces menacées d'extinction est en effet particulièrement élevée au sein de la biodiversité des zones humides méditerranéennes : une espèce de mollusques d'eau douce sur deux et une espèce de poisson sur trois (Van Damme et al., 2010, Smith et Darwall, 2006). Le bassin méditerranéen a d'ailleurs été identifié comme l'un des 34 points chauds de diversité biologique du globe, abritant, par exemple, presque autant d'espèces de plantes à fleurs que toute l'Afrique tropicale (soit 22500 espèces), sur une surface pourtant quatre fois moindre. Le taux d'endémisme y est très fort y compris pour des groupes taxonomiques étroitement liés aux zones humides comme les amphibiens (30 %) et les poissons d'eau douce (235 espèces endémiques) (Myers, Mittermeier, Fonseca, Fonseca, & Kent, 2000). Les zones humides méditerranéennes sont également particulièrement importantes pour les oiseaux puisqu'elles abritent plus de 100 espèces d'oiseaux d'eau et que plus de la moitié des populations se reproduisant dans le Paléarctique occidental y hivernent (Erwin, 1996). Parmi elles, les zones humides littorales comptent parmi les plus grandes telles que le delta du Nil, du Rhône ou encore du Guadalquivir, et parmi celles qui hébergent les plus grandes concentrations d'oiseaux d'eau.

Tandis que le statut de conservation de certaines espèces est particulièrement défavorable suite à la dégradation des zones humides qui les hébergent (BirdLife International, 2004), d'autres espèces présentent un très fort taux d'accroissement au cours des dernières décennies (Galewski et al., 2011), comme le Grand Cormoran ou le Flamant rose.

Ces disparités - certaines espèces ayant un état de conservation évoluant favorablement et d'autres non -, peuvent être liées à différents facteurs tels que le changement climatique, qui modifie l'aire de répartition des oiseaux (Barbet-Massin et al. 2012, Devictor, Julliard, Couvet, et al. 2008), un contrôle plus strict de la chasse ainsi que l'adoption de mesures de gestion et de conservation spécifiques (Donald et al., 2007), ou encore le changement d'utilisation du sol (modification de l'habitat). Ce dernier nuit en général aux espèces les plus spécialisées, moins aptes à s'adapter aux modifications soudaines de leur environnement (Devictor, Julliard et Jiguet 2008). Leur représentation dans les communautés d'espèces diminue donc avec le temps, tandis que celle des espèces les plus généralistes augmente, comme cela est observé parmi les oiseaux communs d'Europe (Le Viol et al., 2012). Il a également été montré aux Pays-Bas que la part d'espèces spécialistes déclinait lors de rapides changements d'utilisation du sol dans leur aire de reproduction (Kampichler, van Turnhout, Devictor, & van der Jeugd, 2012). Dans les zones humides, le changement d'occupation du sol peut être accompagné de l'apparition de nouvelles ressources trophiques : c'est notamment le cas pour les zones humides artificielles, les rizières étant par exemple très attractives pour les mouettes et canards (Tourenq et al. 2001, Pernellet et al. 2015), et les salins pour les Flamants roses (Béchet et al., 2009).

Si certains travaux ont déjà été menés localement comme au Portugal ou Maroc (Rosa et al. 2003, Kleijn et al. 2014), l'étude des réponses des communautés d'oiseaux d'eau hivernants au changement d'occupation du sol à grande échelle spatiale et sur le long terme n'est pas simple du fait des données qu'elle requiert. L'utilisation de données issues d'images satellites à l'échelle du bassin méditerranéen, associées aux données de dénombrement d'oiseaux hivernant dans les zones humides méditerranéennes sur une période de 30 à 40 ans, fruit de la coordination d'un vaste réseau de bénévoles, est en mesure d'apporter des résultats supplémentaires sur ces questions.

Outre les changements d'occupation du sol, les milieux, et donc les oiseaux, expérimentent aussi la pression du réchauffement climatique. Cela modifie les aires de reproduction et d'hivernage des oiseaux d'eau (Gitay et al. 2011; Lehikoinen et al. 2013). Des études à large échelle spatiale sont nécessaires à la bonne compréhension de ce phénomène (Norris et al. 2004).

L'objet de ce travail est, dans un premier temps, de caractériser les changements d'utilisation des sols dans les zones humides littorales du bassin méditerranéen tels que leur urbanisation (extension des villes, création des infrastructures de transport, commerciales et industrielles associées), leur artificialisation (création de réservoirs, de salins...), ou encore leur conversion en terres agricoles, entre les années 1975 et 2005, en nous basant sur un échantillon de 214 sites du littoral méditerranéen. Nos questions sont :

- Quelle a été l'évolution de la surface en zones humides, en particulier naturelles, entre 1975 et 2005 ?
- Comment caractériser cette évolution en fonction de celle des autres types d'occupation du sol ? De la position géographique au Nord ou au Sud du bassin, correspondant à des situations climatiques et des contextes socio-économiques différents ? De la désignation de la zone humide comme site Ramsar d'importance internationale ?

Dans un second temps, nous tentons de voir s'il y a un lien entre les changements globaux, et particulièrement d'usage des sols, et les communautés d'oiseaux d'eau dans les zones humides. Nos questions sont les suivantes :

- Quelle a été l'évolution de l'abondance des oiseaux d'eau entre 1979 et 2009 ? Des Anatidés en particulier ?
- Comment a évolué la communauté d'oiseaux d'eau sur ces sites en termes de spécialisation et d'affinité thermique entre 1979 et 2009 ?
- Les tendances temporelles des Anatidés sont-elles liées au changement d'occupation du sol ?

II. MATERIEL ET METHODES

A. Description des jeux de données

1. Changement d'utilisation du sol

Les données utilisées pour l'étude du changement d'occupation du sol sont issues du projet GlobWetland II, financé par l'Agence Spatiale Européenne, en collaboration avec les pays du sud de la Méditerranée, MedWet (initiative régionale de la Convention Ramsar pour la

Méditerranée) et l'Observatoire des Zones Humides Méditerranéennes (MedWet/Tour du Valat). et l'OZHM. Il s'agit d'un projet régional de la convention Ramsar visant à mettre en œuvre un système global d'observation des zones humides (*Wetlands Observing System - G-WOS*) par la télédétection, pour suivre de façon standardisée leur évolution.

Deux-cent quatre-vingt-quatre sites répartis dans 23 pays méditerranéens ont été cartographiés à partir d'images Landsat, pour trois dates : 1975, 1990 et 2005. Pour chaque date, de deux à six images réparties dans l'année ont été utilisées. Les images non disponibles pour l'année donnée ont été remplacées par des images de l'année précédente ou suivante.

Nous disposons des données suivantes pour chaque site :

- ✓ Données générales : aire administrative, inscription ou non sur la liste de sites Ramsar en 1975, 1990 et 2005 ;
- ✓ Données sur l'occupation du sol en 1975, 1990 et 2005 : surface en zones humides (ZH) artificielles, surface en ZH naturelles, surface totale de ZH (somme des ZH naturelles et artificielles), surface urbanisée, surface agricole (dont les rizières), surface de milieux naturels non humides

Par souci d'homogénéité entre les données, nous avons utilisé, parmi ces 284 sites, les 214 sites littoraux, c'est-à-dire situés à moins de 100 km de la mer et à moins de 700 m d'altitude (Fig. 1 et Annexe I).

Dans toute la suite du rapport, ces sites cartographiés sont appelés "sites".

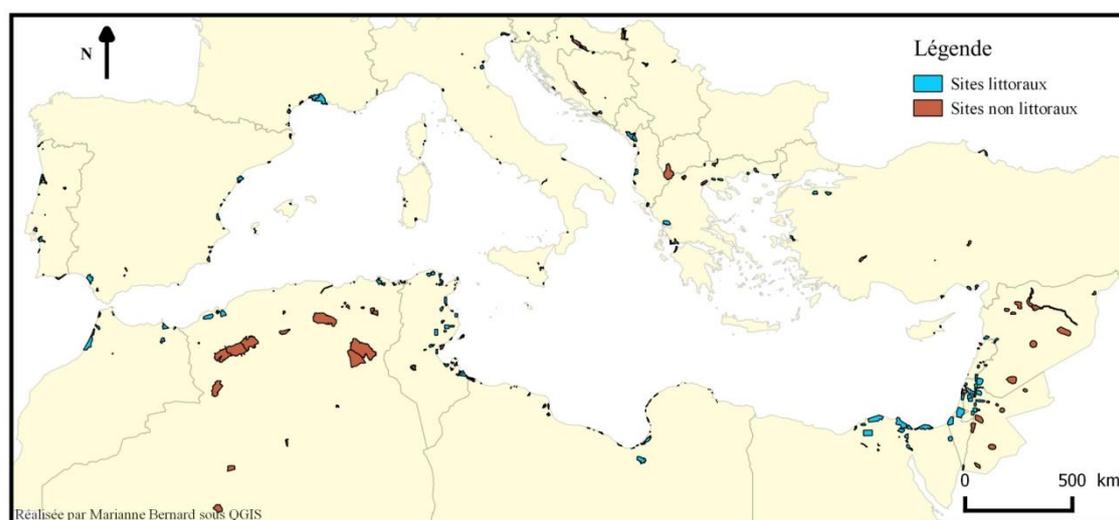


Figure 1 : Localisation des 284 sites cartographiés dans le projet GlobWetland II, dont les 214 littoraux

Nous avons étudié les surfaces (log), et les changements de surface à l'aide d'une variable "Changement" que nous avons calculée, rapportée à la surface administrative, qui varie entre les sites.

Pour chaque type de surface i :

$$\text{Changement } i = \frac{\text{Surface } i_{2005} - \text{Surface } i_{1975}}{\text{Surface administrative}}$$

2. Suivi de biodiversité

Les données sur l'avifaune hivernante de ces ZH proviennent des Dénombrements Internationaux d'Oiseaux d'Eau (DIOE), coordonnés par Wetlands International (<http://www.wetlands.org/>). Elles portent sur 40 ans (1970 - 2009), et proviennent de comptages effectués dans des ZH de 23 pays méditerranéens ou assimilés (comme la Macédoine ou le Portugal, qui n'ont pas de façade littorale méditerranéenne mais bénéficient pour partie du même climat). Ces dénombrements ont lieu à la mi-janvier, lors de l'hivernage, quand les oiseaux sont les plus repérables : beaucoup d'espèces à mœurs solitaires et discrètes en période de reproduction deviennent alors grégaires. Les protocoles, qui ciblaient initialement surtout les canards et les foulques (ordre des Anseriformes), ont été élargis dans la fin des années 1980 à toutes les autres espèces d'oiseaux d'eau.

Dans toute la suite de ce rapport, les points de dénombrement des oiseaux d'eau sont appelés " points ".

Nous avons effectué plusieurs opérations successives sur cette base, de sorte à ne conserver que les points situés sur des sites pour lesquels nous disposions de données d'occupation du sol, et à obtenir sur ces points les effectifs totaux d'une sélection d'espèces d'oiseaux d'eau hivernants ayant été comptés au moins 10 années :

- première sélection de 140 espèces d'oiseaux d'eau, excluant celles trop peu visibles car très liées à la végétation palustre, même en hiver (ex : le Râle d'eau) ;
- jonction spatiale des bases de données de changement d'occupation du sol et de dénombrements d'oiseaux (logiciel QGIS®) pour ne conserver que les points sur des sites et les sites comportant des points ;
- distinction entre absence d'une espèce et absence de données, qui n'avait pas été faite dans cette base ; il était en effet impossible de différencier, par exemple, un

point non visité d'une espèce non cherchée, c'est-à-dire non comptabilisée bien que présente. Nous avons donc considéré que lorsqu'une espèce Anseriforme était comptée sur un point, alors toutes les espèces Anseriformes y étaient comptées, et avons donc attribué "0" à toutes les espèces non absentes sur ce point ; de même pour les espèces non Anseriformes, dont le dénombrement a commencé plus tard, vers la fin des années 1980

- sélection des combinaisons point – espèce ayant plus de 10 occurrences positives, soit, pour un point, uniquement les espèces comptées plus de 10 années, et pour une espèce, seulement les points où elle a été observée plus de 10 fois (soit 10 années).

Il est alors resté 84 espèces (Annexe II), comptées sur 211 points, répartis sur 142 sites (dont 122 littoraux) dans le jeu de données (Fig. 2).

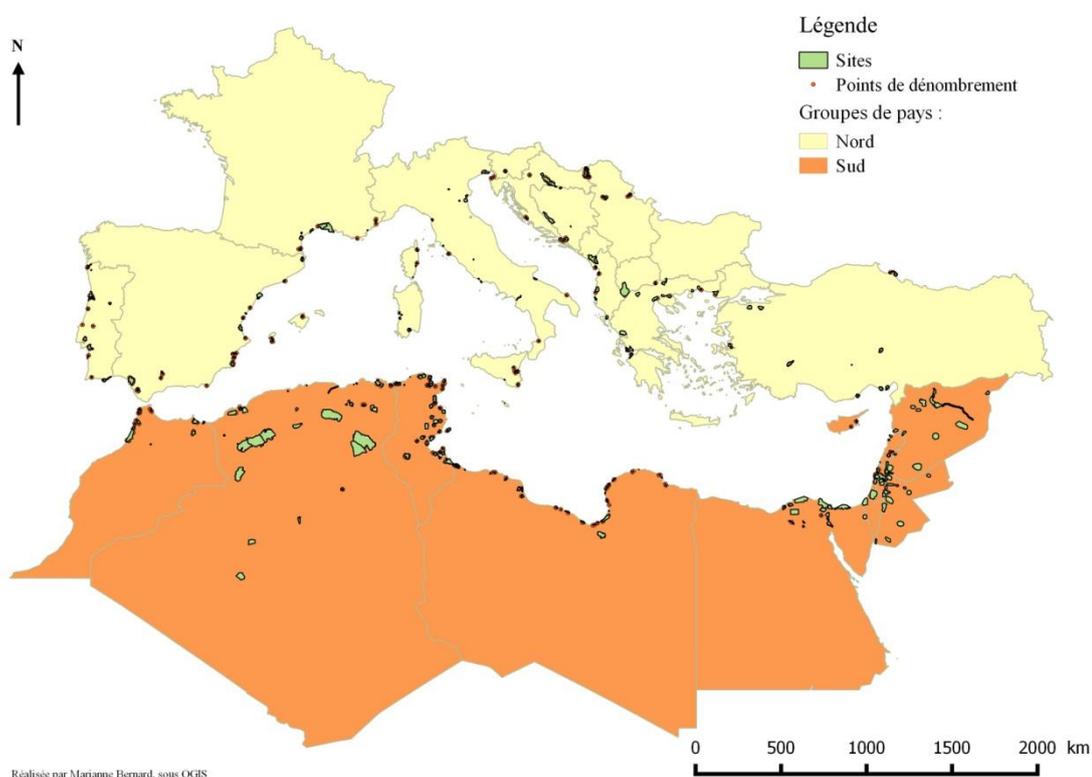


Figure 2 : Localisation des sites et points de dénombrement

Afin d'explorer les modes de réponse des communautés aux changements globaux, et d'évaluer notamment si ces derniers affectaient différemment les espèces selon leur degré de spécialisation à l'habitat et/ou leur affinité thermique, nous avons utilisé une base de données relative aux indices de spécialisation (SSI, Le Viol et al. 2012) et d'affinité thermique (STI,

Devictor, Julliard, Couvet, et al. 2008) des espèces lors de leur période de nidification. L'équivalent de ces bases de données pour les périodes d'hivernage n'existe pas à ce jour.

B. Analyses effectuées

1. Etude du changement d'occupation du sol des zones humides

a. Evolution temporelle des surfaces de ZH totales et ZH naturelles

Nous avons préalablement exploré l'ensemble du jeu de données des 214 sites littoraux méditerranéens, avant de chercher à confirmer statistiquement les tendances temporelles observées.

Pour mener une étude statistique de l'évolution temporelle des ZH totales et naturelles, sur des données homogènes, nous avons sélectionné les 195 sites de moins de 400 km². Nous avons utilisé la transformation logarithmique des variables de surface, dont la distribution suit une loi normale, en tant que variables réponses de modèles linéaires (Annexe III. 1). Disposant de trois données par site (pour 1975, 1990 et 2005), nous avons opté pour un modèle linéaire mixte considérant le site comme effet aléatoire, de sorte à considérer cette dépendance des observations liée au site. Nous avons pris en compte l'aire administrative du site en tant qu'effet fixe, pour relativiser les surfaces de ZH totales ou naturelles par rapport à la taille globale du site.

Tableau 1a : Variables et modèles utilisés pour l'étude de l'évolution temporelle des ZH totales et des ZH naturelles

Variables réponses	Variable explicative	Modèles	Covariables
log(1+Surface totale de ZH)	Année	Linéaires mixtes → package "nlme"	Aire administrative
log(1+Surface de ZH naturelles)			Effet aléatoire du site
			Aire administrative
			Effet aléatoire du site

b. Caractérisation de cette évolution en fonction de celle des autres types d'utilisation du sol, de la position Nord / Sud, du statut Ramsar

La variable "changement de surface de ZH naturelle" suivait quant à elle déjà une distribution gaussienne (Annexe III. 2), d'où l'utilisation de modèles linéaires également.

Les changements en surface de ZH naturelles et artificielles sont très corrélés ($r = -1.00$), les changements en aire agricole et naturelle non humides le sont dans une moindre mesure ($r = -0.47$), que nous considérons comme acceptable. Les autres variables de changement ne sont pas corrélées entre elles.

Tableau 1b : Variables et modèles utilisés pour la caractérisation de l'évolution des ZH naturelles selon les autres types d'occupation du sol, la position Nord / Sud et le statut Ramsar

Variable réponse	Variabes explicatives	Modèles
Changement en surface de ZH naturelles	Changement en surfaces :	
	agricoles	
	urbanisées	Linéaire → lm
	naturelles non humides de ZH artificielles	
Changement en surface de ZH naturelles	Nord / Sud	Linéaire → lm
Changement en surface de ZH naturelles	Statut Ramsar	Linéaire → lm

2. Etude du lien entre changement d'occupation du sol et biodiversité

a. Evolution de l'abondance des oiseaux d'eau entre 1979 et 2009, en particulier des Anatidés

Une partie des analyses a été effectuée sur l'ensemble des 84 espèces d'oiseaux d'eau. En raison de temps de calcul très longs, l'autre partie des analyses a été menée sur une sélection des 17 espèces d'Anatidés (canards et oies) les plus abondants, qui permettait de disposer des plus longues séries temporelles sur un groupe d'espèces étroitement liées aux ZH.

L'abondance des oiseaux ne décrivant pas une gaussienne, ni sa transformation logarithmique (Annexe III. 3), nous avons utilisé un modèle linéaire généralisé (GLM), de

famille "négative binomiale" (glm.nb), mieux ajusté aux données, avec pour covariables l'espèce et le point de comptage (Tab. 2a). Nous aurions préféré considérer ces covariables comme des effets aléatoires (glmmADMB), mais il s'agit de modèles particulièrement longs à donner un résultat.

Tableau 2a : Variables et modèles utilisés pour les analyses sur l'évolution de l'abondance d'oiseaux

Variable réponse	Variation explicatives	Modèle	Covariables
log (1+Abondance) Toutes espèces : 84	Année	GLM, loi négative binomiale → glm.nb	Espèce Point de comptage
log (1+Abondance) Anatidés : 17	Année	GLM, loi négative binomiale → glm.nb	Espèce Point de comptage

b. Etude de l'évolution du degré de spécialisation et de l'affinité thermique de 84 espèces d'oiseaux d'eau entre 1979 et 2009

Nous avons étudié l'évolution spatio-temporelle :

- du degré de spécialisation de la communauté, à l'aide du CSI, *Community Specialization Index* = moyenne des SSI, *Species Specialization Index* (Devictor, Julliard, Clavel, et al., 2008)
- de son indice d'affinité thermique au moyen du CTI, *Community Temperature Index*, moyenne des STI, *Species Temperature Index* (Devictor, Julliard, Couvet, et al., 2008)

Ces deux indices ont été calculés sur le critère de présence / absence des espèces dans la communauté de chaque unité site - année.

Le CSI et le CTI ont été utilisés comme variables réponses de modèles linéaires - car leur distribution suit une loi normale-, mixtes avec le point en effet aléatoire - car les indices sont répétés autant de fois que la communauté est identique sur un même point deux années différentes. Nous avons utilisé des modèles simples, et avec interaction (Tab. 2b).

Tableau 2b : Variables et modèles utilisés pour les analyses sur l'évolution spatio-temporelle du CSI et du CTI

Variable réponse	Variables explicatives	Modèle	Covariables
CSI	Année	Linéaire mixte → lme	Effet aléatoire : Point de comptage
	Nord / Sud	Linéaire mixte → lme	Effet aléatoire : Point de comptage
	Année : Nord / Sud	Linéaire mixte → lme	Effet aléatoire : Point de comptage
CTI	Année	Linéaire mixte → lme	Effet aléatoire : Point de comptage
	Nord / Sud	Linéaire mixte → lme	Effet aléatoire : Point de comptage
	Année : Nord / Sud	Linéaire mixte → lme	Effet aléatoire : Point de comptage

c. Etude du lien entre les tendances temporelles des Anatidés et le changement d'occupation du sol

Afin d'obtenir la tendance temporelle de chacune des espèces d'Anatidés, nous avons effectué un modèle par espèce. Leur distribution ne décrivant pas une gaussienne, même après transformation logarithmique (Annexe II. 3), nous avons utilisé un GLM de famille négative binomiale (glm.nb), mieux ajusté aux données (avec pour variables explicatives l'année et le point).

Les estimations des tendances temporelles de chaque espèce sur chaque point ("Tendances Anat") ont ensuite été utilisées comme variables réponses dans de nouveaux GLM, à expliquer par le changement de surface de ZH naturelles du site, supposé le plus influent. Nous avons pondéré ces modèles par l'inverse de l'erreur standard au carré, pour accorder moins de poids aux estimations les plus éloignées des valeurs réelles (Tab. 2c).

Tableau 2c : Variables et modèles utilisés pour les analyses sur l'abondance d'oiseaux et son lien avec le changement d'utilisation du sol

Variable réponse	Variables explicatives	Modèle	Covariables
log(1+Abondance) par espèce (Anatidés : 17)	Année : Point	17 GLM, loi négative binomiale → glm.nb	/
Tendances Anat	Changement en ZH totales		
Tendances Anat	Changement en ZH naturelles		
Tendances Anat	Changement en ZH artificielles		1/Erreur standard ²
Tendances Anat	Changement en zones agricoles	Linéaire mixte avec pondération → lmer	Effet aléatoire : Espèce
Tendances Anat	Changement en zones urbaines		
Tendances Anat	Changement en zones naturelles non humides		

Les analyses ont été effectuées sur le logiciel R®, les modèles validés par "plot" des résidus et des valeurs ajustées. Des modèles additifs ont été utilisés pour réaliser les figures 3, 4 et 5 (modèles gamm du package "mgcv" de R).

III. RESULTATS

A. Changement d'utilisation du sol

1. Etude de l'évolution temporelle des surfaces de ZH totales et de ZH naturelles

L'exploration des données brutes relatives aux 214 sites montre une diminution de la surface des ZH totales, naturelles et des zones naturelles non humides (Fig. 3) entre 1975 et 2005, ainsi qu'une augmentation des surfaces agricoles, urbaines et de ZH artificielle.

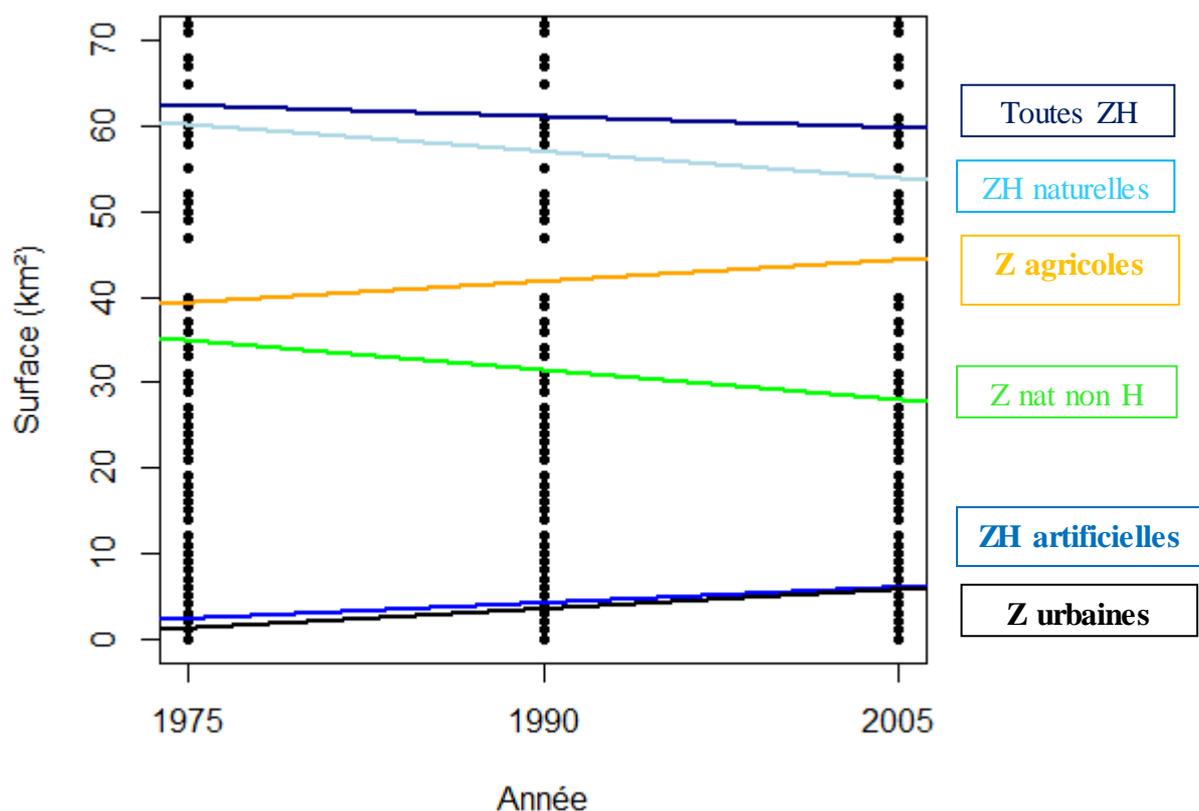


Figure 3 : Evolution de la surface des types d'occupation du sol entre 1975 et 2005

Les surfaces occupées par les divers types d'utilisation du sol ne sont pas du même ordre de grandeur. D'après un calcul simple sur les données brutes, les ZH totales (somme des ZH naturelles et artificielles) ont perdu 4 % de leur surface entre 1975 et 2005. Les ZH naturelles en ont perdu 11 %, les zones naturelles non humides 19 %. On constate d'autre part une augmentation de la surface agricole (+ 13 %), des surfaces de ZH artificielles (+ 215 %), et des surfaces urbanisées (+ 316 %).

Les résultats de nos modèles sont exposés dans le tableau 3a :

Tableau 3a : Evolution temporelle des ZH totales et des ZH naturelles

Variables réponses	Variables explicatives	Estimate	Erreur standard	p-value
$\log(1+\text{Surface totale ZH})$	Année	0.0031948	0.00887140	0.72
$\log(1+\text{Surface ZH naturelles})$	Année	-0.0356139	0.01356865	0.009 **

Nous ne mettons en évidence aucune tendance significative des ZH totales en fonction de l'année ($p=0.72$). En revanche, la surface de ZH naturelles diminue significativement et linéairement avec l'année ($p=0,009$).

2. Caractérisation de cette évolution en fonction de celle des autres types d'utilisation du sol, de la position sur la rive Nord ou Sud de la Méditerranée, et du statut Ramsar

Les résultats de nos modèles sont présentés dans le tableau 3b :

Tableau 3b : Caractérisation de l'évolution temporelle des ZH totales et des ZH naturelles

Variable réponse	Variables explicatives	Estimates	Erreur standard	p-values
Changement en surface de ZH naturelles	Changement en surface agricole	-0.83969	0.08512	<0.001***
	Changement en surface urbanisée	-1.19815	0.18492	<0.001***
	Changement en surface naturelle non humide	-1.22423	0.10962	<0.001***
	Changement surface ZH artificielles	-0.82409	0.11793	<0.001***
Changement en surface de ZH naturelles	Effet Sud par rapport au Nord	0.001196	0.027549	0.97
Changement en surface de ZH naturelles	Effet Ramsar par rapport à non Ramsar	0.02180	0.02180	0.78

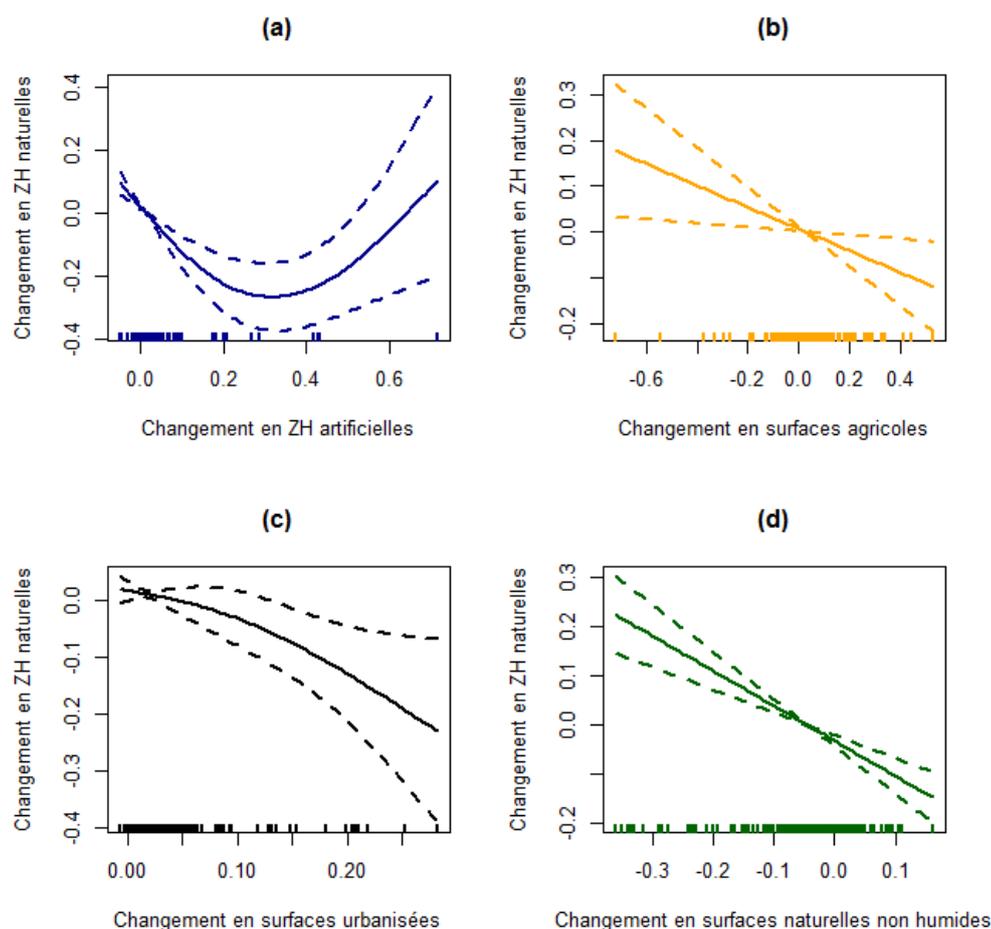


Figure 4 : Evolution du changement en ZH naturelles selon le changement en ZH artificielles (a), en surfaces agricoles (b), en surfaces urbanisées (c) et en surface naturelle non humide (d)

Nous montrons une accentuation significative de la diminution de la surface de ZH naturelles par le changement en ZH artificielles ($p < 0,001$), en surfaces agricoles ($p < 0,001$), en surfaces urbanisées ($p < 0,001$) et en surfaces naturelles non humides ($p < 0,001$), comme l'illustre la figure 4.

Le changement en ZH naturelles n'est pas significativement différent entre les sites de la rive Nord ($p = 0,97$), et ceux de la rive Sud du bassin méditerranéen, ainsi qu'entre les sites désignés comme sites Ramsar et ceux qui ne le sont pas ($p = 0,78$).

B. Etude du lien entre changement d'occupation du sol et biodiversité

1. Evolution de l'abondance des oiseaux d'eau entre 1979 et 2009, en particulier des Anatidés

Nous obtenons les résultats présentés dans le tableau 4a :

Tableau 4a : Evolution de l'abondance des oiseaux d'eau entre 1979 et 2009

Variable réponse	Variable explicative	Estimate	Erreur standard	p-value
log(1+Abondance) (Toutes espèces : 84)	Année	1.254e-02	8.223e-04	<0.001***
log(1+Abondance) (Anatidés : 17)	Année	-0.001416	0.001066	0.18

L'abondance globale des 84 espèces d'oiseaux d'eau étudiées a augmenté linéairement avec l'année entre 1970 et 2009 ($p < 2e-16$).

Aucune tendance significative n'est en revanche mise en évidence pour les 17 espèces de canards et oies ($p = 0.18$).

2. Etude de l'évolution du CSI et du CTI des 84 espèces d'oiseaux entre 1979 et 2009

Nous ne mettons en évidence aucune tendance temporelle significative du CSI ($p = 0.97$), mais une augmentation linéaire avec l'année significative du CTI ($p < 0,001$) (Tab. 4b), plus marquée au Sud ($p = 0,0297$). Nous montrons également un CTI plus élevé au Sud, un CSI plus élevé au Nord.

Tableau 4b : Evolution spatio-temporelle du CSI et du CTI de la communauté d'oiseaux d'eau

Variable réponse	Variable explicative	Estimate	Erreur standard	p-value
CSI	Année	0.000045	0.00104364	0.97
CSI	Sud par rapport au Nord	-0.226871	0.04103353	<0.001***
CSI	Année : Sud par rapport au Nord	0.000919	0.00211184	0.66
CTI	Année	0.03811	0.00298631	<0.001***
CTI	Effet Sud par rapport au Nord	0.424213	0.14150786	0.003**
CTI	Année : Sud par rapport au Nord	0.013156	0.00604648	0.0297*

Cette augmentation du CTI est visible graphiquement sur la figure 5 :

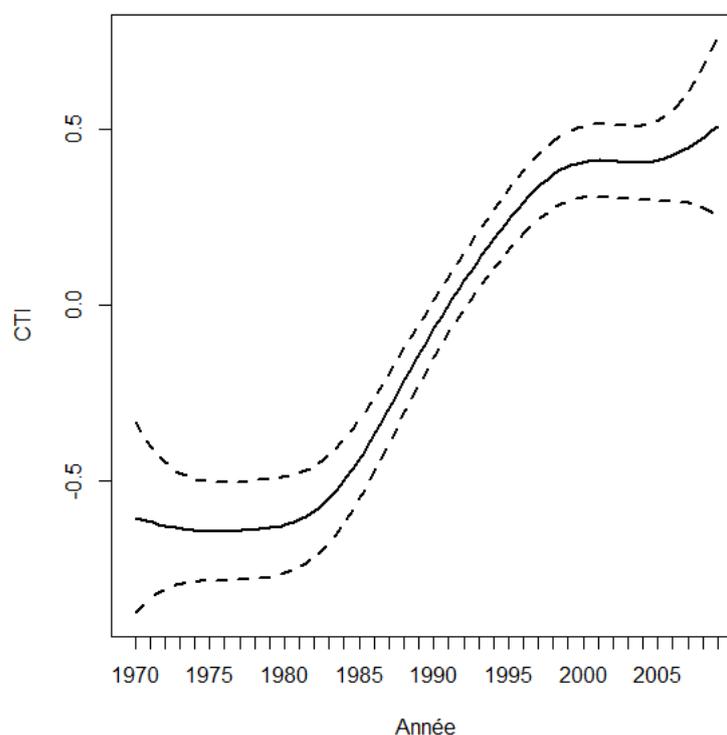


Figure 5 : Evolution temporelle du CTI entre 1970 et 2009

3. Etude du lien entre les tendances temporelles des Anatidés et le changement d'occupation du sol

Ces analyses ont pris pour variable réponse "Tendances Anat", c'est-à-dire les tendances temporelles issues des 17 modèles effectués sur les 17 espèces d'Anatidés sélectionnées. Les résultats obtenus sont présentés dans le tableau 4c :

Tableau 4c : Effet du changement d'occupation du sol sur 17 espèces d'Anatidés

Variable réponse	Variable explicative	Estimate	Erreur standard	t-value
Tendances Anat	Changement ZH totales	0.01659	0.01709	0.97
Tendances Anat	Changement ZH naturelles	-0.0008904	0.0155876	-0.06
Tendances Anat	Changement ZH artificielles	0.0008904	0.0155876	0.06
Tendances Anat	Changement surfaces agricoles	0.02243	0.01733	1.29
Tendances Anat	Changement surfaces urbanisées	-0.10941	0.04254	-2.57
Tendances Anat	Changement surfaces naturelles non humides	-0.02438	0.03274	-0.75

Nos modèles ne montrent pas d'effet significatif du changement en ZH totales ($t=0,97$), naturelles ($t=-0,06$), artificielles ($t=0,06$), en surfaces agricoles ($t=1,29$), ni naturelles non humides ($t=-0,75$).

Il mettent en revanche en évidence un léger effet significatif négatif de l'urbanisation sur les tendances temporelles des 17 Anatidés étudiés ($t=-2,57$), visible sur la figure 5 :

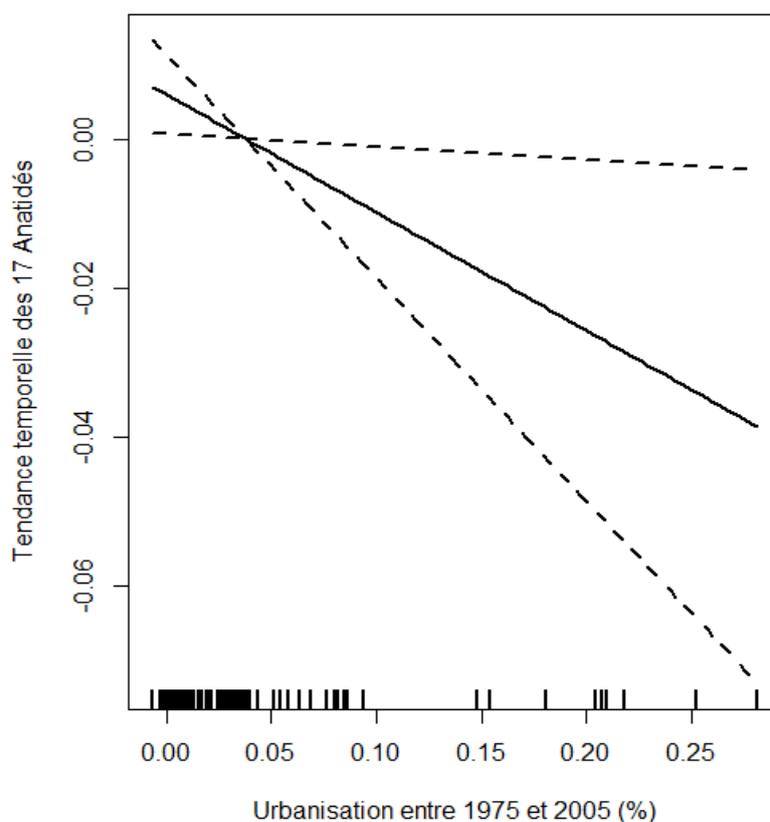


Figure 6 : Evolution des tendances temporelles des 17 Anatidés en fonction de l'urbanisation

Tandis que, globalement, les populations de canards hivernants ont été stables entre 1979 et 2009, elles auraient eu tendance à diminuer dans les sites le plus soumis à l'urbanisation. L'effet est toutefois en limite de significativité, et mériterait d'être confirmé par des analyses complémentaires prenant en compte l'auto-corrélation spatiale entre les points de dénombrement.

IV. DISCUSSION

Avant tout, nos résultats confirment la perte en ZH naturelles au cours du XX^{ème} siècle (Davidson 2014, Perennou et al. 2012), sur un échantillon de 214 sites littoraux et durant la période 1975-2005. Bien qu'elle soit plus faible (de l'ordre de -11%) que celle annoncée par Davidson (2014) et Perennou et al (2012), cette perte n'en est pas moins inquiétante, puisqu'elle est constatée sur un échantillon de ZH connues, répertoriées, et encore existantes en 2005. D'une part, nous pouvons supposer qu'elles sont les mieux protégées, étant donné qu'elles sont connues et suivies. D'autre part, nous n'étudions pas les ZH perdues définitivement au cours de cette période, ainsi que les petits sites dont la dégradation est méconnue. Il importe de garder à l'esprit que les aires administratives varient beaucoup entre les sites étudiés, les mosaïques d'habitats potentiellement aussi : cet effet d'échelle peut constituer un biais dans nos résultats (Wiens et al. 1987, Lammert et al. 1999). Cette diminution des ZH naturelles est corrélée négativement aux changements de tous les autres types d'occupation du sol : changement en ZH artificielles, en zones agricoles, urbanisées, ainsi que naturelles non humides. La surface des zones agricoles augmente relativement peu (+ 13 %) mais concerne de vastes étendues (en moyenne 41 km²), les surfaces de ZH artificielles et urbaines, qui concernent de faibles étendues (en moyenne 3,6 km²), progressent beaucoup plus (+ 215 et + 316 % respectivement). Nous montrons donc que les principaux facteurs de changement des sites seraient l'urbanisation et l'extension des surfaces de ZH artificielles en termes de dynamique, ainsi que l'extension des zones agricoles en termes d'importance de surface. Pour Finlayson et Spiers (1999), l'agriculture est effectivement la plus importante cause de perte de ZH à travers le monde. Ils citent également l'urbanisation parmi les causes de la diminution de surface de ZH. L'évolution des ZH naturelles est également négativement corrélée à celle des zones naturelles non humides, qui sont elles aussi en diminution. Nous mettons donc en évidence une diminution de l'ensemble des milieux naturels, qu'ils soient humides ou non ; cela pourrait entraîner une fragmentation de l'habitat,

et l'isolement des reliquats de milieux naturels, d'où une altération du fonctionnement des écosystèmes (Devictor, Julliard, Clavel et al. 2008).

Les ZH artificielles constituent un ensemble hétérogène à vocation à la fois agricole (canaux, lacs artificiels), industrielle (salins), et urbaine (bassin de traitement des eaux...). Leur évolution est donc difficile à interpréter. Néanmoins, le fait que les ZH de manière générale ne présentent pas d'évolution temporelle significative, associé à la corrélation négative entre l'augmentation de la surface de ZH artificielles et la diminution de ZH naturelle, suggère également qu'il y a une transformation d'une partie des ZH naturelles en ZH artificielles.

En ce qui concerne la position géographique des sites, nous ne mettons en évidence aucune différence quant à la perte de ZH naturelle entre les sites de la rive Nord et ceux de la rive Sud. Cela contredit notre hypothèse selon laquelle les pays des deux rives du bassin méditerranéen, n'étant pas au même stade de développement et subissant des conditions climatiques distinctes, présenteraient des évolutions différentes au niveau de leurs zones humides littorales. En effet, les pays du Nord ont un PIB et des revenus moyens par habitant plus élevés, ce qui laisserait supposer qu'ils consacrent davantage de moyens à la préservation de leurs milieux naturels que les pays du Sud ; citons par exemple le programme européen Natura 2000 (Ostermann 1998). Ils connaissent également une pluviométrie annuelle plus élevée, ainsi que des températures plus basses, donc potentiellement une moindre pression sur leur ressource en eau. Selon nos résultats, les ZH naturelles des sites du Nord disparaissent au même rythme que celles des sites du Sud malgré ces nombreuses différences. Un autre processus est donc en jeu dans la perte de ZH naturelles de la rive Nord du bassin méditerranéen ; une hypothèse peut être celle de l'essor au niveau international des mesures de compensation écologique, qui ont toutefois leurs limites (McKenney et Kiesecker 2010, Regnery 2003). Il s'agit d'actions de conservation visant à compenser des impacts résiduels sur la biodiversité suite à l'installation de projets d'infrastructures, et ainsi d'atteindre une "non-perte nette" voire un gain net de biodiversité. Si l'évaluation économique de la biodiversité présente l'avantage d'éclairer une décision politique, elle reste tout de même partielle et insuffisante pour se fonder exclusivement sur ses calculs (Maris et Revéret 2009). Ce résultat souligne donc la nécessité de poursuivre les actions de conservation mises en œuvre pour les ZH naturelles sur tout le pourtour méditerranéen. Ainsi, le deuxième plus grand estuaire du Portugal, estuaire du Sado, dont la plus grande partie est classée réserve naturelle et qui bénéficie d'un statut Ramsar depuis 1996, a néanmoins perdu 21 km² d'habitat naturel entre 1975 et 2005, du fait notamment de l'implantation de nombreuses industries au

Nord-Ouest du site, et du développement de l'agriculture intensive à proximité (Observatoire des Zones Humides Méditerranéennes, 2014). Au niveau mondial, Rodrigues et al. (2014) mettent d'ailleurs en évidence que bien que la plupart des investissements en termes de conservation sont faits par les pays les plus riches, de nombreux pays pauvres économiquement sont riches en biodiversité, et ne trouve pas de corrélation entre le niveau de développement économique d'un pays et ses performances de conservation.

Enfin, l'hypothèse d'un effet protecteur du statut Ramsar des sites sur leurs ZH, notamment naturelles, est également contredite par nos résultats. Cela peut être mis en relation avec le fait qu'il s'agit d'une simple désignation, ne donnant lieu à aucune obligation de mise en place d'un statut de protection légal (désignation comme aire protégée) et effectif (élaboration et mise en œuvre d'un plan de gestion) des ZH du site. En effet, Kleijn et al. (2014) montrent qu'au Maroc, depuis 1985, les effectifs d'oiseaux d'eau ont plus augmenté dans les sites classés Ramsar que dans les autres, ce qui pourrait être dû à une augmentation de la quantité d'habitats favorables au sein des sites Ramsar. Cependant, ils soulignent toutefois le fait que le manque de données quant aux actions de conservation ne permet pas de savoir si cette quantité d'habitats favorables aux oiseaux est le fait de la désignation Ramsar, ou si la tendance est due à la situation du site avant la désignation : les populations d'oiseaux pourraient croître dans un site qui était particulièrement riche en habitats de grande qualité préalablement à sa désignation, à tel point que sa dégradation n'affecterait pas encore l'augmentation des effectifs d'oiseaux. La mise en place d'un cadre légal de mesures de préservation, associée aux moyens humains et financiers nécessaires semblent donc bel et bien indispensable à la conservation effective des sites et de la biodiversité qu'ils hébergent (Leverington, Costa, Pavese, Lisle, & Hockings, 2010).

Ce déclin effectif des ZH naturelles est d'autant plus préoccupant qu'elles constituent un important réservoir de biodiversité. Or, à l'échelle mondiale comme locale, le changement d'utilisation du sol affecte cette biodiversité par destruction de son habitat (Newbold et al. 2015; Hendrickx et al. 2007).

Nos résultats montrent le contraire : la diminution des ZH naturelles depuis les années 1970 a eu lieu en parallèle avec une augmentation de l'abondance globale des oiseaux d'eau hivernant sur les ZH méditerranéennes. Si cela semble cohérent avec les tendances des quelques espèces qui sont actuellement en augmentation (Grand cormoran, Flamant rose par exemple), ce constat contredit la plupart des connaissances actuelles, selon lesquelles la

modification de l'habitat nuit aux oiseaux (Devictor, Julliard et Jiguet 2008; Kampichler et al. 2012).

Plusieurs hypothèses peuvent être avancées pour expliquer ce paradoxe.

Tout d'abord, le comptage coordonné est organisé à la mi-janvier, période de plus grande stabilité des effectifs hivernants (<http://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/>, IFEN, n° 110, mai 2006). Néanmoins, en période d'hivernage, les oiseaux sont plus mobiles et donc moins sensibles à une dégradation du milieu qu'en période de nidification, ce qui en fait sans doute de moins bons indicateurs de l'état de santé des zones humides. La croissance de la population globale d'oiseaux d'eau peut donc être la répercussion d'effets non liés au bassin méditerranéen. En effet, la plupart des oiseaux hivernant dans cette région nichent soit sur le pourtour méditerranéen, soit plus au Nord : l'augmentation des effectifs d'oiseaux d'eau observée pourrait provenir d'une amélioration du statut de conservation sur des ZH dans leur aire de reproduction plus au Nord.

De même, la croissance des effectifs globaux d'oiseaux d'eau autour du bassin méditerranéen pourrait être expliquée par la mise en place de mesures de protection au niveau des espèces elles-mêmes. L'Union européenne a par exemple adopté en 1979 la Directive oiseaux, qui garantit la protection de nombreuses espèces d'oiseaux, dont beaucoup d'oiseaux d'eau, et celle de leur habitat par la mise en place de zones de protection spéciale (<http://www.developpement-durable.gouv.fr/Textes-juridiques.html>). En outre, nos résultats mettent en évidence une augmentation de l'abondance globale des oiseaux d'eau, mais aucune augmentation concernant les Anatidés, dont les effectifs semblent rester stables. Or, ces espèces sont pour la grande majorité d'entre elles (13/15) chassables : cette stabilité, ou "non-augmentation", pourrait donc refléter l'effet du statut de protection, qui concerne 42 % des autres espèces (contre 13 % pour ces 17 Anatidés).

Par ailleurs, la surface totale de ZH n'a pas significativement évolué entre 1975 et 2005 : l'augmentation de l'abondance des oiseaux d'eau pourrait être due au fait que des oiseaux d'eau auraient trouvé une alternative dans d'autres habitats, tels que les ZH artificielles par exemple (Navedo et al. 2012, Kloskowski et al. 2009), que la capacité de ces sites d'hivernage ne serait pas à saturation, ou encore que certaines espèces profitent de l'eutrophisation des milieux due à la proximité avec des zones agricoles (Ponsero, Le Mao, Sou, Allain, & Vidal, 2009). On peut également supposer que l'abondance de ces espèces d'oiseaux dépend de facteurs autres que les ZH, et que certaines d'entre elles tirent profit de zones fortement artificialisées telle que les décharges, comme le Goéland leucophée (Belant 1997, Duhem et al. 2003), ou les zones agricoles intensives, comme la Grue cendrée (Guzmán et al. 1999,

Bautista et al. 1992). La première de ces supposition est corroborée par notre analyse ciblée sur 17 espèces d'Anatidés. Très dépendantes des ZH, elles ne montrent pas d'augmentation significative et aucune influence du changement en ZH artificielles ou agricoles. Cela laisserait supposer qu'elles ne trouvent pas d'alternative d'habitat aux ZH naturelles. Cela revient à formuler l'hypothèse que les espèces généralistes, capables de vivre dans divers milieux, seraient favorisées par ce changement d'occupation du sol. Cependant nos résultats n'indiquent aucune tendance significative du CSI de la totalité des espèces étudiées ; l'analyse menée peut toutefois être améliorée afin de confirmer cette absence de significativité de façon plus robuste. Une perspective serait de rechercher une tendance sur le CSI pondéré par les abondances d'oiseaux d'eau, et calculé à partir de SSI d'hivernage, inexistant à ce jour, ce qui n'est pas le cas dans notre étude où les SSI correspondent à l'aire de reproduction.

Outre le changement en surface de ZH naturelles, nous ne mettons pas en évidence d'effet du changement d'occupation du sol sur l'abondance d'Anatidés, à l'exception d'un effet négatif légèrement significatif de l'urbanisation des sites. Il est important de garder à l'esprit que le modèle n'est pas encore stabilisé : il serait nécessaire voire indispensable de tenir compte de l'auto-corrélation spatiale et temporelle, d'autant plus que selon les modèles développés (lme, gamm, pondération ou non par l'inverse de l'erreur standard au carré...), cet effet négatif de l'urbanisation sur les estimations des tendances temporelles des Anatidés, déjà en limite de significativité, devient non significatif. Ce résultat reflèterait donc plutôt une tendance générale qu'il conviendrait de préciser au niveau des espèces, dont les réponses sont vraisemblablement très variées, probablement selon leurs traits (SSI, STI) notamment. De plus, le fait que seul l'effet de l'urbanisation apparaisse significatif peut être lié à la nature des variables de changement d'utilisation du sol, qui sont des pourcentages. La valeur moyenne de l'urbanisation est en effet de plus de 300 %. Le fait que les surfaces urbanisées ne représentent qu'une très faible part de la surface totale des sites, mais que l'urbanisation semble jouer un rôle de moteur dans la dynamique d'aménagement de leur territoire, suggèrerait un impact indirect de l'augmentation de surface urbanisée sur les populations d'Anatidés, non par destruction de l'habitat, mais par dérangement par exemple tels que des loisirs, le passage de véhicules, de piétons ou de cyclistes (Pease et al. 2005, Pfister et al. 1992). En effet, les canards, qui se nourrissent principalement la nuit et ont besoin de lieux de repos (remises) calmes pour se regrouper la journée, y sont très sensibles. La diminution en ZH naturelles n'ayant pas d'effet significatif sur l'abondance des Anatidés étudiés, il est raisonnable de penser que ces derniers seraient plus sensibles à la tranquillité de leur environnement qu'à l'occupation du sol (et donc l'habitat) proprement dit. Les surfaces urbanisées sont en effet très

faibles par rapport aux autres types de surfaces étudiés, et ne sont pas pourvoyeuses de ressources, au contraire des zones agricoles telles que les rizières par exemple, attractives pour les canards (Pernollet et al., 2015). Ce résultat constitue donc en réalité plus une piste de recherche qu'une réponse à la question posée et souligne donc la nécessité de poursuivre les analyses en ce sens. Enfin, notre étude de l'effet du changement d'occupation du sol se limite à 17 espèces d'Anatidés, du fait de modèles très longs à rendre un résultat : il serait intéressant de l'élargir aux 84 espèces de notre jeu de données.

Par ailleurs, le changement climatique a un impact sur les communautés d'oiseaux (Barbet-Massin et al., 2012). L'augmentation de l'abondance globale des oiseaux d'eau hivernants pourrait donc être le fait de l'arrivée progressive de nouvelles espèces, qui n'hivernaient pas sur des sites du bassin méditerranéen au début de la période d'étude (Lehikoinen et al., 2013), ou encore de l'augmentation des effectifs d'espèces qui hivernaient en petit nombre sur ces sites jusqu'alors (Godet et al. 2011). Cette hypothèse est corroborée par la mise en évidence d'une augmentation du CTI par nos résultats, c'est-à-dire une affinité thermique plus élevée de l'ensemble des espèces au cours du temps, donc une proportion d'espèces thermophiles plus élevée. Une perspective intéressante serait l'étude du CTI obtenu par pondération des STI par l'abondance, et non la présence-absence des espèces, qui serait alors un indice plus sensible pour refléter les changements dans les communautés d'oiseaux. Cet indice étant la moyenne des STI de nidification et non d'hivernage, il se peut qu'il reflète en réalité la situation sur l'aire de reproduction, d'où l'intérêt dans le futur de mener ces analyses sur des STI d'hivernage.

Ce résultat suggère néanmoins que l'effet du réchauffement climatique jouerait peut-être un rôle plus important que les changements d'utilisation du sol dans l'augmentation de l'abondance d'oiseaux d'eau. Il a d'ailleurs été montré au Pays-Bas que l'interaction entre changement climatique et changement d'usage du sol diffère selon l'habitat (Kampichler et al., 2012). En outre, Jetz et al. (2007) mettent en évidence un effet plus important du changement climatique à de hautes latitudes ($>30^\circ$: Sibérie, Amérique du Nord), et du changement d'utilisation du sol à de basses latitudes (Amériques centrale et du Sud, Centre Afrique) sur les espèces d'oiseaux, mais rien n'est connu spécifiquement sur les oiseaux d'eau; une étude approfondie sur ces derniers pourrait constituer une ouverture intéressante.

Nous montrons également que l'augmentation du CTI est plus importante dans les sites du Sud, ce qui semble cohérent avec la plus grande intensité des effets du réchauffement climatique dans les pays du Sud de la Méditerranée, que ce soit en termes d'augmentation des températures ou de diminution de la fréquence des précipitations (AEE-PNUE/PAM, 2014).

V. CONCLUSION

Malgré la désignation comme site Ramsar d'importance internationale de certains d'entre eux, les sites littoraux étudiés ont connu entre 1975 et 2005 une perte en habitats naturels, humides et non humides, ainsi qu'une augmentation des surfaces agricoles et une forte progression de l'urbanisation et de la surface de zones humides artificielles. Ces modifications d'occupation du sol ont été comparables entre les sites des rives Nord et Sud du bassin méditerranéen, qu'ils soient désignés ou non comme des zones humides d'importance internationale. Cela renforce l'assertion selon laquelle la protection des sites doit bénéficier d'un statut légal et faire l'objet de mesures effectives de gestion dans l'ensemble du bassin méditerranéen. De plus, nos explorations préliminaires ne montrent pas d'impact de ces modifications d'occupation du sol sur l'abondance des oiseaux d'eau hivernant dans ces sites. Ces résultats mériteraient d'être confirmés par des études plus approfondies, et des modèles plus performants. L'étude de l'effet du statut national de protection des sites, des éventuels plans de gestions dont ils font l'objet, ainsi que du statut de protection des espèces sur les communautés d'oiseaux (par exemple inscription à l'Annexe I de la Directive oiseaux), fourniraient des résultats complémentaires intéressants.

Les espèces d'oiseaux d'eau hivernants présentes sur les sites ayant des affinités thermiques élevées ont tendance à voir leurs effectifs hivernants augmenter sur la période 1970-2009 comparativement aux espèces à affinité thermique plus basse. Cela suggère un potentiel effet du changement climatique sur la composition des communautés d'oiseaux hivernants. Ces travaux ouvrent la perspective d'une étude ciblée sur la relation entre changement global et tendances des espèces d'oiseaux, sur l'ensemble des espèces, et utilisant des indicateurs (CSI, CTI) pondérés par l'abondance et liés à la période d'hivernage. Il serait également intéressant de tenter de discriminer quelle est la part relative du changement d'occupation du sol et du réchauffement climatique dans l'augmentation de l'abondance des oiseaux d'eau, d'autant plus que les liens entre ces deux facteurs sont peu clairs (Dale, 1997; Kampichler et al., 2012).

BIBLIOGRAPHIE

- AEE-PNUE/PAM. (2014). Rapport Horizon 2020 sur la Méditerranée, 37–54.
- Ayache, F., Thompson, J. R., Flower, R. J., Boujarra, A., Rouatbi, F., & Makina, H. (2009). Environmental characteristics, landscape history and pressures on three coastal lagoons in the southern mediterranean region: Merja zerga Morocco, ghar el melh Tunisia and lake manzala Egypt. *Hydrobiologia*.
- Barbet-Massin, M., Thuiller, W., & Jiguet, F. (2012). The fate of European breeding birds under climate, land-use and dispersal scenarios. *Global Change Biology*, 18(3), 881–890.
- Bautista, L. M., Alonso, J. C., & Alonso, J. A. (1992). A 20-year study of wintering common crane fluctuations using time series analysis. *Journal of Wildlife Management*, 56(3), 563–572.
- Béchet, A., Germain, C., Sandoz, A., Hiron, G. J. M., Green, R. E., Walmsley, J. G., & Johnson, A. R. (2009). Assessment of the impacts of hydrological fluctuations and salt pans abandonment on Greater flamingos in the Camargue, South of France. *Biodiversity and Conservation*, 18(6), 1575–1588.
- Belant, J. L. (1997). Gulls in urban environments: Landscape-level management to reduce conflict. *Landscape and Urban Planning*, 38(3-4), 245–258.
- BirdLife International. (2004). Birds in the european union. *Quality*, 403(6772), 59. <http://doi.org/10.1038/35002540>
- Bohannon, J. (2010). Climate change. The Nile Delta's sinking future. *Science (New York, N.Y.)*, 327(5972), 1444–1447. <http://doi.org/10.1126/science.327.5972.1444>
- Dale, V. H. (1997). The relationship between land-use change and climate change. *Ecological Applications*.
- Davidson, N. (2014). How much wetland has the world lost? Long-term and recent trends in global wetland area. *Marine and Freshwater Research*, 65. Retrieved from <http://dx.doi.org/10.1071/MF14173>
- Devictor, V., Julliard, R., Clavel, J., Jiguet, F., Lee, A., & Couvet, D. (2008). Functional biotic homogenization of bird communities in disturbed landscapes. *Global Ecology and Biogeography*, 17(2), 252–261.
- Devictor, V., Julliard, R., Couvet, D., & Jiguet, F. (2008). Birds are tracking climate warming, but not fast enough. *Proceedings. Biological Sciences / The Royal Society*, 275(1652), 2743–2748.
- Devictor, V., Julliard, R., & Jiguet, F. (2008). Distribution of specialist and generalist species along spatial gradients of habitat disturbance and fragmentation. *Oikos*, 117(4), 507–514.

- Donald, P. F., Sanderson, F. J., Burfield, I. J., Bierman, S. M., Gregory, R. D., & Waliczky, Z. (2007). International conservation policy delivers benefits for birds in Europe. *Science*, 317(5839), 810–813. <http://doi.org/10.1126/science.1146002>
- Duhem, C., Vidal, E., Legrand, J., & Tatoni, T. (2003). Opportunistic feeding responses of the Yellow-legged Gull *Larus michahellis* to accessibility of refuse dumps. *Bird Study*, 50, 61–67. Retrieved from <Go to ISI>://000181691000009
- Erwin, R. M. (1996). The relevance of the Mediterranean region to colonial waterbird conservation. *COLONIAL WATERBIRDS*, 19(1), 1–11.
- Finlayson, C. M., & Spiers, a. G. (1999). *Global review of wetland resources and priorities for wetland inventory*.
- Galewski, T., Collen, B., McRae, L., Loh, J., Grillas, P., Gauthier-Clerc, M., & Devictor, V. (2011). Long-term trends in the abundance of Mediterranean wetland vertebrates: From global recovery to localized declines. *Biological Conservation*, 144(5), 1392–1399. <http://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.10.030>
- Gitay, H., Finlayson, C. M., & Davidson, N. (2011). A Framework for assessing the vulnerability of wetlands to climate change. *Change*, (5).
- Godet, L., Jaffré, M., & Devictor, V. (2011). Waders in winter: long-term changes of migratory bird assemblages facing climate change. *Biology Letters*, 7(5), 714–717. <http://doi.org/10.1098/rsbl.2011.0152>
- Guzmán, J. M. S., García, A. S., Amado, C. C., & Viejo, A. M. Del. (1999). Influence of farming activities in the Iberian Peninsula on the winter habitat use of common crane (*Grus grus*) in areas of its traditional migratory routes. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 72(3), 207–214.
- Hendrickx, F., Maelfait, J. P., Van Wingerden, W., Schweiger, O., Speelmans, M., Aviron, S., ... Bugter, R. (2007). How landscape structure, land-use intensity and habitat diversity affect components of total arthropod diversity in agricultural landscapes. *Journal of Applied Ecology*, 44(2), 340–351.
- Jetz, W., Wilcove, D. S., & Dobson, A. P. (2007). Projected impacts of climate and land-use change on the global diversity of birds. *Plos Biology*, 5(6), 1211–1219. <http://doi.org/10.1371/journal.pbio.0050157>
- Kampichler, C., van Turnhout, C. A. M., Devictor, V., & van der Jeugd, H. P. (2012). Large-scale changes in community composition: Determining land use and climate change signals. *PLoS ONE*, 7(4).
- Kleijn, D., Cherkaoui, I., Goedhart, P. W., van der Hout, J., & Lammertsma, D. (2014). Waterbirds increase more rapidly in Ramsar-designated wetlands than in unprotected wetlands. *Journal of Applied Ecology*, 51(2), 289–298. <http://doi.org/10.1111/1365-2664.12193>

- Kloskowski, J., Green, A. J., Polak, M., Bustamante, J., & Krogulec, J. (2009). Complementary use of natural and artificial wetlands by waterbirds wintering in Doñana, south-west Spain. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 19(7), 815–826.
- Lammert, Mary; Allan, J. D. (1999). Assessing Biotic Integrity of Streams: Effects of Scale in Measuring the Influence of Land Use/Cover and Habitat Structure on Fish and Macroinvertebrates. *Environmental Management*, 23(2), 257–270. Retrieved from <http://hdl.handle.net/2027.42/42400>
- Le Viol, I., Jiguet, F., Brotons, L., Herrando, S., Lindstrom, a., Pearce-Higgins, J. W., ... Devictor, V. (2012). More and more generalists: two decades of changes in the European avifauna. *Biology Letters*, 8(5), 780–782. <http://doi.org/10.1098/rsbl.2012.0496>
- Lehikoinen, A., Jaatinen, K., Vähätalo, A. V., Clausen, P., Crowe, O., Deceuninck, B., ... Fox, A. D. (2013). Rapid climate driven shifts in wintering distributions of three common waterbird species. *Global Change Biology*, 19(7), 2071–2081.
- Leverington, F., Costa, K. L., Pavese, H., Lisle, A., & Hockings, M. (2010). A global analysis of protected area management effectiveness. *Environmental Management*, 46(5), 685–698.
- Maris, V., & Revéret, J.-P. (2009). Les limites de l'évaluation économique de la biodiversité. *LA REVUE DU CREUM*, 4(1).
- McKenney, B. A., & Kiesecker, J. M. (2010). Policy development for biodiversity offsets: A review of offset frameworks. *Environmental Management*.
- Myers, N., Mittermeier, R. A., Fonseca, G. A. B., Fonseca, G. A. B., & Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403(6772), 853–8. <http://doi.org/10.1038/35002501>
- Navedo, J. G., Masero, J. a., Sánchez-Guzmán, J. M., Abad-Gómez, J. M., Gutiérrez, J. S., Sansón, E. G., ... Morán, R. (2012). International importance of Extremadura, Spain, for overwintering migratory dabbling ducks: a role for reservoirs. *Bird Conservation International*, 22(03), 316–327. <http://doi.org/10.1017/S0959270911000311>
- Newbold, Hutson, Hill, Contu, Lysenko, Senior, Börger, Bennett, Cholmes, Day, De Palma, D. (2015). Global effect of land use on local terrestrial biodiversity. *Nature*.
- Norris, K., Atkinson, P. W., & Gill, J. A. (2004). Climate change and coastal waterbird populations - past declines and future impacts. *Ibis*, 146(SUPPL.1), 82–89.
- Observatoire des Zones Humides Méditerranéennes. (2014). *Land cover - Spatial dynamics in Mediterranean coastal wetlands from 1975 to 2005*. (Thematic c). Tour du Valat, France.
- Ostermann, O. P. (1998). The need for management of nature conservation sites designated under Natura 2000. *Journal of Applied Ecology*, 35(6), 968–973. <http://doi.org/10.1111/j.1365-2664.1998.tb00016.x>

- Pease, M. L., Rose, R. K., & Butler, M. J. (2005). Effects of human disturbances on the behavior of wintering ducks. *Wildlife Society Bulletin*, 33(1), 103–112. Retrieved from <http://www.bioone.org/doi/abs/>
- Perennou, Beltrame, Guelmami, Toma Vives, C. (2012). Existing areas and past changes of wetland extent in the Mediterranean region: an overview.
- Pernollet, C. a., Guelmami, A., Green, A. J., Curcó Masip, A., Dies, B., Bogliani, G., ... Guillemain, M. (2015). A comparison of wintering duck numbers among European rice production areas with contrasting flooding regimes. *Biological Conservation*, 186, 214–224. <http://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.03.019>
- Pfister, C., Harrington, B. A., & Lavine, M. (1992). The impact of human disturbance on shorebirds at a migration staging area. *Biological Conservation*.
- Ponsero, A., Le Mao, P., Sou, P. Y. É., Allain, J., & Vidal, J. (2009). Qualité des écosystèmes et conservation du patrimoine naturel: Le cas de l'eutrophisation littorale et l'hivernage de la bernache cravant branta b. bernicla en baie de saint-brieuc (france). *Revue d'Ecologie (La Terre et La Vie)*, 64(2), 157–170.
- Regnery, B. (2003). Les mesures compensatoires pour la biodiversité Conception et perspectives d'application.
- Rodrigues, A. S. L., Brooks, T. M., Butchart, S. H. M., Chanson, J., Cox, N., Hoffmann, M., & Stuart, S. N. (2014). Spatially Explicit Trends in the Global Conservation Status of Vertebrates. *PLoS ONE*, 9(11), e113934. <http://doi.org/10.1371/journal.pone.0113934>
- Rosa, S., Palmeirim, J. M., & Moreira, F. (2003). Factors Affecting Waterbird Abundance and Species Richness in an Increasingly Urbanized Area of the Tagus Estuary in Portugal. *Waterbirds*.
- Sabatier, F., Maillet, G., Provansal, M., Fleury, T. J., Suanez, S., & Vella, C. (2006). Sediment budget of the Rhône delta shoreface since the middle of the 19th century. *Marine Geology*, 234(1-4), 143–157.
- Sánchez-Arcilla, A., Jiménez, J. A., Valdemoro, H. I., & Gracia, V. (2008). Implications of Climatic Change on Spanish Mediterranean Low-Lying Coasts: The Ebro Delta Case. *Journal of Coastal Research*.
- Tourenq, C., Bennetts, R. E., Kowalski, H., Vialet, E., Lucchesi, J. L., Kayser, Y., & Isenmann, P. (2001). Are ricefields a good alternative to natural marshes for waterbird communities in the Camargue, southern France? *Biological Conservation*, 100(3), 335–343.
- Wiens, J. A., Rotenberry, J. T., & Horne, B. Van. (1987). Habitat occupancy patterns of North American shrubsteppe birds: the effects of spatial scale. *Oikos*, 48(2), 132–147.
- Zedler, J. B., & Kercher, S. (2005). WETLAND RESOURCES: Status, Trends, Ecosystem Services, and Restorability. *Annual Review of Environment and Resources*, 30(1), 39–74. <http://doi.org/10.1146/annurev.energy.30.050504.144248>

ANNEXE I : NOM DES SITES LITTORAUX ET NON LITTORAUX

Albania	Butrint	Algeria	Sebkhet El Hamiet	France	Tre Palude de Suartone
Albania	Karavasta Lagoon	Algeria	Sebkhet El Melah	Greece	Amvrakikos Gulf
Albania	Lake Shkodra	Algeria	Sebkhet Ez-Zemoul	Greece	Evros Delta
Albania	Narta Lagoon	Algeria	Tourbière du Lac Noir	Greece	Kotychi Lagoons
Albania	Patoku Lagoon	Algeria	Vallée de l'oued Soummam	Greece	Messolonghi Lagoons
Albania	Velipoja	Bos-Herz	Bardaca Wetland	Greece	Nestos Delta
Algeria	Barrage de Boukourdene	Bos-Herz	Boracko Jezero	Greece	Volvi Koronia
Algeria	Chott Aïn El Beïda	Bos-Herz	Hutovo Blato	Israel	Camel Coast
Algeria	Chott de Zehrez Gharbi	Croatia	Crna Mlaka	Israel	En Afeq
Algeria	Chott Ech Chergui (1)	Croatia	Neretva Delata	Israel	Hefer Valley
Algeria	Chott Ech Chergui (2)	Cyprus	Glapsides	Israel	Hula Valley
Algeria	Chott Ech Chergui (3)	Cyprus	Larnaca Salt Lake	Israel	Jeze'el, Harod & Bet She'an
Algeria	Chott El Beidha	Egypt	Bardawil	Israel	Judean Foothills
Algeria	Chott El Hodna	Egypt	Bitter Lakes	Israel	Kinneret and Kinerot
Algeria	Chott Melghir	Egypt	Burullus	Israel	Northern Lower Jordan Valley
Algeria	Chott Merrouane et Oued Khrouf	Egypt	El Dilingat	Israel	Ramot Menashe
Algeria	Chott Tinsilt	Egypt	El Malaha	Italy	Biviere di Gela
Algeria	Dayet El Ferd	Egypt	El Qantara	Italy	Isola Boscone
Algeria	Garaet El Taref	Egypt	El Qatta	Italy	Lago Fogliano
Algeria	Garaet Guellif	Egypt	Faraontya	Italy	Lago Sabaudia
Algeria	Garaet Timerganine	Egypt	Idku	Italy	Laguna Marano
Algeria	Lac de Fetzara	Egypt	Manzala	Italy	Medio corso e foce del Simeto e Biviere di Lentini
Algeria	Lac de Télamine	Egypt	Maryut	Italy	Stagno Cagliari
Algeria	Lac du barrage de Boughezoul	Egypt	Miheishar	Italy	Stagno di Cabras
Algeria	Les Salines d'Arzew	Egypt	Quseima	Italy	Stagno di Corru Sittiri Stagni di San Giovanni Marceddi
Algeria	Marais d'El Kennar	Egypt	Sinnera & Sanel Hagar	Italy	Stagno di Pauli Maiori
Algeria	Marais de Bourdim	Egypt	Timsah	Italy	Valle Bertuzzi
Algeria	Marais de la Macta	Egypt	Wadi El Natrun	Italy	Valle Campotto Bassarone
Algeria	Marais de la Mekhada	Egypt	Zaranik	Italy	Valli di Comacchio
Algeria	Oasis de Moghrrar et de Tiout	France	Basse Valle Var	Italy	Vendicari
Algeria	Oasis de Ouled Saïd	France	Biguglia	Jordan	Azraq
Algeria	Oasis de Tamantit	France	Etang Capestang	Jordan	Ghadir Burqu
Algeria	Plaine de Guerbes-Sanhadja	France	Etang de Palo	Jordan	Gulf of Aqaba
Algeria	RI du Lac El Mellah	France	Etang Thau	Jordan	Jordan Valley, Western Balqa
Algeria	RI du Lac Oubeïra	France	Etang Urbino	Jordan	Kafrein Dam
Algeria	RI du Lac Tonga	France	Etang Villepey	Jordan	Kherbit As-Samra
Algeria	RN du Lac de Béni-Bélaïd	France	Etangs Canet Villeneuve Tech	Jordan	Qa Al Jafr
Algeria	RN du Lac de Réghaïa	France	Etangs Narbonnaise	Jordan	Qa Disi
Algeria	RN du Lac des Oiseaux	France	Grande Camargue	Jordan	Qa Khana
Algeria	Sebkha d'Oran	France	Petite Camargue	Jordan	Wadi El Arab
Algeria	Sebkhet Bazer	France	Salins Hyeres	Jordan	Wadi Mujib
Jordan	Zarqa River and Talal Dam	Libya	Wadi al Hamsa	Spain	Albufera Mallorca

Lebanon	Ammiq	Libya	Wadi al Khalij	Spain	Delta Ebro
Lebanon	Anjar-Kfar Zabad	Libya	Wadi Kaam	Spain	Delta Llobregat
Lebanon	Deir el Nouriyeh	Libya	Wadi Maseed	Spain	Desembocadura Rio Mijares
Lebanon	Qaraoun Lake	Libya	Wadi Ramal	Spain	Donana
Lebanon	Tyre Beach	Libya	Wadi Turghat	Spain	El Hondo
Libya	Aïn Al Ghazala	Libya	Wadi-Lahmer	Spain	Embalses Cordobilla Malpasillo
Libya	Aïn Azziana Lagoon	Macedonia	Dojran Lake	Spain	Laguna Medina Puerto Real
Libya	Aïn Elshakika	Montenegro	Skadarsko Jezero	Spain	Lagunas Marjal Almenara
Libya	Aïn Elzarga	Morocco	Barrage Mohammed V	Spain	Lagunas Mata
Libya	Benghazi Lake	Morocco	Barrage Sidi Chahed	Spain	Marjal de Pego Oliva
Libya	Bou Dzira Park	Morocco	Complexe du Bas Loukkos	Spain	Prat Cabanes Torreblanca
Libya	Breck`s Noute Lakes	Morocco	Complexe du Bas Tahaddart	Spain	Salinas Ibiza Formentera
Libya	Chhot El Bedin	Morocco	Embouchure de la Moulouya	Spain	Saline Santa Pola
Libya	Farwah Lagoon	Morocco	Lagune de Smir	Syria	Al-Assad / Buhayrat al-Mad Lake
Libya	Geziret al Elba	Morocco	Marais et côte du Plateau de Rmel	Syria	Buhayrat al-Khatunyah
Libya	Ghemines	Morocco	Merja Sidi Ben Mansour and Daoura	Syria	Buhayrat al-Laha
Libya	Sebkha Al Agaylah	Morocco	Merja Zerga	Syria	Es Siha
Libya	Sebkha Al Hisha	Morocco	Rio Martine Lagoons and Marshes	Syria	Euphrat, Al-Assad / Baath Lake
Libya	Sebkha al Kabirah	Morocco	Rio Martine Lagoons and Marshes	Syria	Euphrat, Al-Shumaytiyah (1)
Libya	Sebkha Al Kuz	Morocco	Sebkha Bou Areg	Syria	Euphrat, Al-Shumaytiyah (2)
Libya	Sebkha Al Mangoub	Palestine	Al Badhan	Syria	Euphrat, Eastern Ar-Raqqa
Libya	Sebkha Ben Jawad	Palestine	Al-Fashkha	Syria	Euphrat, Northern Assad Lake
Libya	Sebkha Bishr	Palestine	Marj Sanour	Syria	Golan Heights
Libya	Sebkha Boukamesh	Palestine	Southern area of Jordan river	Syria	Huwaijat al-Mayadin
Libya	Sebkha btw Ajdabiya and Al Brayqah	Palestine	Wadi Gaza	Syria	Jabal Sis Lakes
Libya	Sebkha El Thama and Sebkha Esselawi	Portugal	Arcos Lagoons	Syria	Oum Salassel
Libya	Sebkha Fairouz	Portugal	Estuario do Sado	Syria	Qattinah Lake
Libya	Sebkha Gandoufa	Portugal	Estuario Tejo	Syria	Sabkhat al-Jabbul
Libya	Sebkha Garyounes	Portugal	Esturios do Minho e Coura	Syria	Sabkhat Muh
Libya	Sebkha Gfanta	Portugal	Lagoa StAndre	Syria	Western Ar-Raqqa
Libya	Sebkha Hafiroun and Sebkha Brega	Portugal	Mondego Estuary	Syria	Yarmuk Valley and Lake Muzayrib
Libya	Sebkha of Karkurah	Portugal	Paul do Boquilobo	Syria	Zarzar Lake
Libya	Sebkha Qasr Ahmed	Portugal	Paul Tornada	Tunisia	Bahiret el Bibane
Libya	Sebkha Ras Lanouf	Portugal	Ria Alvor	Tunisia	Barrage Goulla et Mornaguia
Libya	Sebkha Shuwarib	Portugal	Ria de Aveiro	Tunisia	Barrage Lebna
Libya	Sebkha Tawargha	Portugal	Ria Formosa	Tunisia	Barrage Mlaabi
Libya	Sebkha Temimi	Slovenia	Lake Cerknica	Tunisia	Barrage Sidi Abdelmoneem
Libya	Sebkha Zolton	Slovenia	Secoveljske Soline	Tunisia	Bordj Kastil
Libya	Sebkha Zuwaitina	Slovenia	Skocjanski Zatok	Tunisia	Complexe Lac de Tunis
Libya	Sultan Sebkha	Spain	Albufera de Valencia	Tunisia	Djerba Guellala

Tunisia	Djerba Ras Rmel
Tunisia	Garaet Sidi Mansour
Tunisia	Gourine
Tunisia	Iles Kerkennah
Tunisia	Iles Kneiss
Tunisia	Lac de Bizerte
Tunisia	Lac de Mejen Ech Chitan
Tunisia	Lac du Ghar el Melh
Tunisia	Lac Ichkeul
Tunisia	Lagune de Korba
Tunisia	Les Tourbières de Dar Fatma
Tunisia	Oasis de Kebili
Tunisia	Oued Sed
Tunisia	Salines de Monastir
Tunisia	Salines de Thyna
Tunisia	Sebkhat Dreïaa
Tunisia	Sebkhet Aine Mader
Tunisia	Sebkhet Ariana
Tunisia	Sebkhet Arouaria
Tunisia	Sebkhet Bou Djemel
Tunisia	Sebkhet Cherita
Tunisia	Sebkhet Halk el Menzel
Tunisia	Sebkhet Kelbia
Tunisia	Sebkhet Mecheguigue
Tunisia	Sebkhet Moknine
Tunisia	Sebkhet Mta el Djem
Tunisia	Sebkhet Mta el Rhera
Tunisia	Sebkhet Noual
Tunisia	Sebkhet Sejoumi
Tunisia	Sebkhet Sidi Khelifa
Tunisia	Sebkhet Soliman
Turkey	Akyatan lagoon
Turkey	Gediz Delta
Turkey	Goksu delta
Turkey	Lake Kus
Turkey	Lake Uluabat
Turkey	Meke Maar
Turkey	Yumurtalik Lagoons

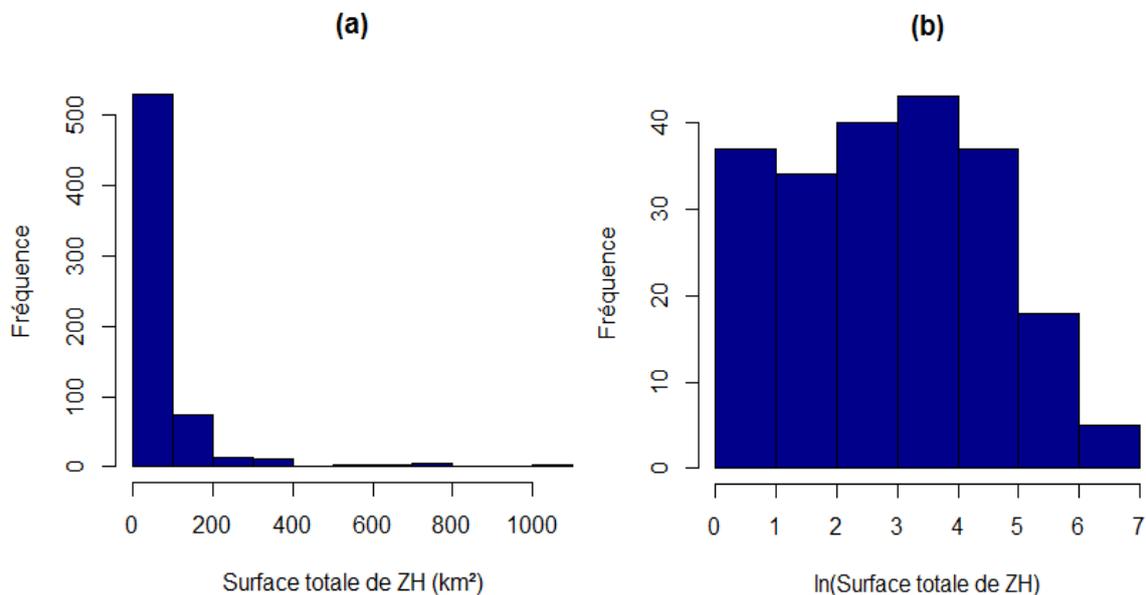
ANNEXE II : 84 ESPECES D'OISEAUX DONT 17 ANATIDES ETUDIEES

Espèce	Famille	Ordre	Code	SSI	STI
Actitis_hypoleucos	Anatidés	Anseriformes	ACTHYP	3,68	11,20
Anas_acuta	Anatidés	Anseriformes	ANAACU	2,98	8,53
Anas_clypeata	Anatidés	Anseriformes	ANACLY	3,35	11,76
Anas_crecca	Anatidés	Anseriformes	ANACRE	4,91	10,07
Anas_penelope	Anatidés	Anseriformes	MARPEN	3,52	6,68
Anas_platyrhynchos	Anatidés	Anseriformes	ANAPLA	3,59	11,81
Anas_querquedula	Anatidés	Anseriformes	ANAQUE	4,00	12,39
Anas_strepera	Anatidés	Anseriformes	MARSTR	4,39	12,52
Anser_albifrons	Anatidés	Anseriformes	ANSALB	3,13	1,40
Anser_anser	Anatidés	Anseriformes	ANSANS	2,57	11,20
Ardea_alba	Ardéidés	Pélécaniformes	CASALB	3,86	14,89
Ardea_cinerea	Ardéidés	Pélécaniformes	ARDCIN	2,43	12,69
Ardeola_ralloides	Ardéidés	Pélécaniformes	ARDRAL	3,19	15,92
Arenaria_interpres	Scolopacidés	Charadriiformes	AREINT	3,53	7,74
Aythya_ferina	Anatidés	Anseriformes	AYTFER	3,76	12,45
Aythya_fuligula	Anatidés	Anseriformes	AYTFUL	4,86	10,14
Aythya_marila	Anatidés	Anseriformes	AYTMAR	3,37	4,37
Aythya_nyroca	Anatidés	Anseriformes	AYTNYR	4,25	14,34
Bubulcus_ibis	Ardéidés	Pélécaniformes	BUBIBI	3,23	18,21
Bucephala clangula	Anatidés	Anseriformes	BUCCLA	5,63	8,47
Calidris_alba	Calidridinae	Charadriiformes	CALALB	5,52	0,00
Calidris_alpina	Calidridinae	Charadriiformes	CALALP	3,54	7,07
Calidris_canutus	Calidridinae	Charadriiformes	CALCAN	7,87	0,00
Calidris_ferruginea	Calidridinae	Charadriiformes	CALFER	0,00	0,00
Calidris_minuta	Calidridinae	Charadriiformes	CALMIN	5,26	2,73
Calidris_temminckii	Calidridinae	Charadriiformes	CALTEM	4,29	4,17
Charadrius_alexandrinus	Charadriidae	Charadriiformes	CHAALE	2,95	16,31
Charadrius_dubius	Charadriidae	Charadriiformes	CHADUB	3,66	12,77
Charadrius_hiaticula	Charadriidae	Charadriiformes	CHAHIA	2,98	8,22
Chlidonias_hybridus	Laridés	Charadriiformes	CHLHYB	5,60	14,88
Ciconia_ciconia	Ciconiidés	Ciconiiformes	CICCIC	3,06	13,61
Ciconia_nigra	Ciconiidés	Ciconiiformes	CICNIG	3,11	13,11
Cygnus_olor	Anatidés	Anseriformes	CYGOLO	2,69	12,19
Egretta_garzetta	Ardéidés	Pélécaniformes	EGRGAR	2,90	15,92
Fulica_atra	Rallidés	Gruiformes	FULATR	5,15	12,96
Gavia_arctica	Gaviidés	Gaviiformes	GAVARC	2,74	6,83
Grus_grus	Gruidés	Gruiformes	GRUGRU	2,79	9,50
Haematopus_ostralegus	Haematopodidae	Charadriiformes	HAEOST	2,58	10,47
Himantopus_himantopus	Recurvirostridae	Charadriiformes	HIMHIM	3,35	16,29
Larus_audouinii	Laridés	Charadriiformes	LARAUD	5,31	18,67
Larus_canus	Laridés	Charadriiformes	LARCAN	2,71	8,57
Larus_fuscus	Laridés	Charadriiformes	LARFUS	3,26	8,92
Larus_genei	Laridés	Charadriiformes	LARGEN	3,34	17,46
Larus_ichtyaetus	Laridés	Charadriiformes	LARICH	3,46	15,92
Larus_MAC	Laridés	Charadriiformes	LARMAC	3,02	16,19

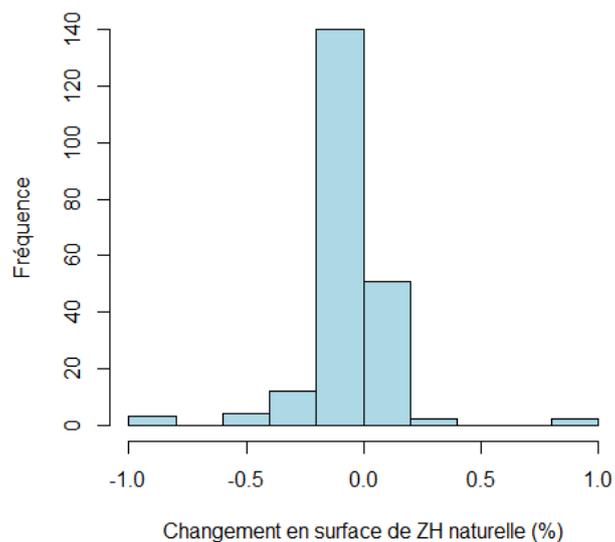
Larus_melanocephalus	Laridés	Charadriiformes	LARMEL	3,49	13,97
Larus_minutus	Laridés	Charadriiformes	LARMIN	5,57	9,36
Larus_ridibundus	Laridés	Charadriiformes	LARRID	2,34	11,07
Limosa_lapponica	Scolopacidés	Charadriiformes	LIMLAP	9,38	3,25
Limosa_limosa	Scolopacidés	Charadriiformes	LIMLIM	4,80	12,05
Marmaronetta_angustirostris	Anatidés	Anseriformes	MARANG	3,70	18,80
Melanitta_nigra	Anatidés	Anseriformes	MELNIG	3,11	4,23
Mergellus_albellus	Anatidés	Anseriformes	MERALB	4,33	5,48
Mergus_serrator	Anatidés	Anseriformes	MERSER	3,37	7,37
Netta_rufina	Anatidés	Anseriformes	NETRUF	5,51	14,58
Numenius_arquata	Scolopacidae	Charadriiformes	NUMARQ	3,40	10,05
Numenius_phaeopus	Scolopacidae	Charadriiformes	NUMPHA	3,71	5,89
Nycticorax_nycticorax	Ardéidés	Pélécaniformes	NYCNYC	3,89	15,19
Oxyura_leucocephala	Anatidés	Anseriformes	OXYLEU	4,07	17,87
Pelecanus_onocrotalus	Pelecanidae	Pélécaniformes	PELONO	4,50	14,67
Phalacrocorax_carbo	Phalacrocoracidés	Suliformes	PHACAR	3,63	12,47
Phalacrocorax_pygmaeus	Phalacrocoracidés	Suliformes	MICPYG	4,22	15,99
Philomachus_pugnax	Scolopacidés	Charadriiformes	PHIPUG	4,83	7,97
Phoenicopterus_roseus	Phoenicoptéridés	Phoenicoptéridiformes	PHOROS	3,69	19,11
Platalea_leucorodia	Threskiornithidés	Ciconiiformes	PLALEU	3,86	15,30
Plegadis_falcinellus	Threskiornithidés	Ciconiiformes	PLEFAL	4,11	16,11
Pluvialis_apricaria	Charadriidae	Charadriiformes	PLUAPR	4,24	7,00
Pluvialis_squatarola	Charadriidae	Charadriiformes	PLUSQU	7,87	1,01
Podiceps_cristatus	Podicipedidae	Podicipédiformes	PODCRI	4,38	12,69
Podiceps_nigricollis	Podicipedidae	Podicipédiformes	PODNIG	6,89	13,34
Recurvirostra_avosetta	Récurvirostridés	Charadriiformes	RECAVO	3,01	14,58
Sterna_caspia	Laridés	Charadriiformes	STECAS	3,81	10,25
Sterna_sandvicensis	Laridés	Charadriiformes	STESAN	3,64	12,31
Tachybaptus_ruficollis	Podicipedidae	Podicipédiformes	TACRUF	6,89	13,46
Tadorna_ferruginea	Anatidés	Anseriformes	TADFER	3,56	15,57
Tadorna_tadorna	Anatidés	Anseriformes	TADTAD	3,63	12,04
Tringa_erythropus	Scolopacidae	Charadriiformes	TRIERY	3,80	4,77
Tringa_glareola	Scolopacidae	Charadriiformes	TRIGLA	4,87	7,67
Tringa_nebularia	Scolopacidae	Charadriiformes	TRINEB	3,54	6,45
Tringa_ochropus	Scolopacidae	Charadriiformes	TRIOCH	4,29	9,88
Tringa_stagnatilis	Scolopacidae	Charadriiformes	TRISTA	4,19	13,00
Tringa_totanus	Scolopacidae	Charadriiformes	TRITOT	2,91	11,04
Vanellus_spinosus	Charadriidae	Charadriiformes	VANSPI	2,77	17,58
Vanellus_vanellus	Charadriidae	Charadriiformes	VANVAN	4,85	11,53

ANNEXE III : DISTRIBUTION DE VARIABLES

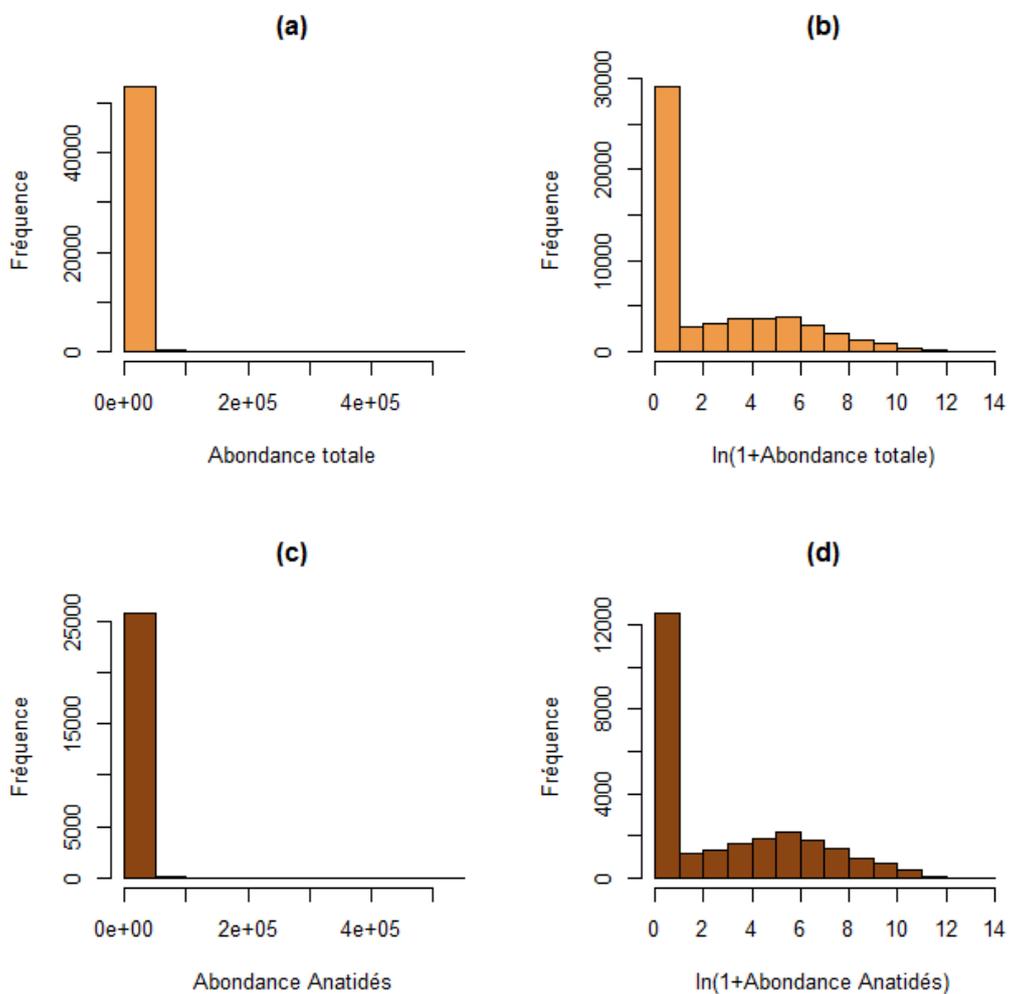
III. 1 Distribution de la surface totale de ZH (a), et de sa transformation logarithmique (b)



III. 2 Distribution du changement en surface de ZH naturelles



III. 3 Distribution de l'abondance des 84 espèces d'oiseaux d'eau (a), de sa transformation logarithmique (b), de l'abondance des 17 espèces d'Anatidés (c) et de sa transformation logarithmique (d)



RESUME

Les changements d'occupation du sol menacent les zones humides méditerranéennes, écosystèmes particulièrement riches en biodiversité. Combinés au réchauffement climatique, ils sont connus pour avoir un impact sur les communautés d'oiseaux qu'elles hébergent.

Nous caractérisons le changement d'occupation du sol en zones humides du littoral méditerranéen entre 1975 et 2005 sur un échantillon de 214 sites. Nous étudions aussi les tendances temporelles de l'abondance de 84 espèces d'oiseaux d'eau dans 142 sites, à l'aide de données de dénombrements d'oiseaux hivernants de 1970 à 2009. Puis nous regardons l'évolution spatio-temporelle du degré de spécialisation ou de l'affinité thermique de ces communautés. Nous explorons finalement le lien entre les tendances temporelles de 17 espèces d'Anatidés et les changements d'occupation du sol.

Nous montrons une perte en habitats naturels humides et non humides entre 1975 et 2005. Les principaux facteurs de changement d'utilisation du sol sont l'urbanisation, l'extension des zones humides artificielles et l'augmentation des surfaces agricoles. Ces changements ne diffèrent pas entre les rives Nord et Sud, ni selon la désignation Ramsar des sites. L'abondance d'oiseaux d'eau a augmenté entre 1970 et 2009. Les communautés ne semblent pas réagir aux changements d'usage du sol, mais sont composées d'espèces à affinité thermique plus élevée au cours du temps, ce qui suggérerait un rôle plus important du réchauffement climatique que du changement d'occupation du sol sur l'évolution des espèces d'oiseaux.

ABSTRACT

Land use changes threaten Mediterranean wetlands, which shelter a notably rich biodiversity. Associated with global warming, they are likely to affect waterbird communities.

We use a sample of 214 sites to describe land use changes in Mediterranean wetlands between 1975 and 2005. We also study the abundance trend of 84 waterbird species from 142 sites, using wintering birds counts data from 1979 to 2009, and the trend of the degree of specialization or "comfort temperature" of the communities. We then consider the link between the trends of 17 species of Anatidæ and land use changes.

Our results show a natural habitat loss, wetland and non-wetland, between 1975 and 2005. The main drivers of land use changes are urbanization, the expansion of artificial wetlands, and of agricultural areas. These changes are no different between sites of the Northern and Southern shores, nor related to their designation as a Ramsar site. Waterbird abundance increased between 1979 and 2009. Although communities don't seem to react to land use changes, the composition of thermophilous species increases over time, which might suggest a more important role of climate change than land use changes on birds.