



HAL
open science

Analyse des pressions anthropiques sur l'environnement littoral européen et français

Jonathan Daeden

► **To cite this version:**

Jonathan Daeden. Analyse des pressions anthropiques sur l'environnement littoral européen et français. Géographie. Université de La Rochelle, 2015. Français. NNT : 2015LAROS019. tel-01373455

HAL Id: tel-01373455

<https://theses.hal.science/tel-01373455>

Submitted on 28 Sep 2016

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

UNIVERSITE DE LA ROCHELLE



Thèse préparée
À L'INSTITUT LITTORAL ENVIRONNEMENT ET SOCIÉTÉS
Ecole doctorale GAY LUSSAC – ED N°523
Equipe Approche Géographique : Iles, Littoraux, Environnement (AGÎLE)

Analyse des pressions anthropiques sur l'environnement littoral européen et français

Par

Jonathan Daeden

Présentée et soutenue publiquement le
25 septembre 2015

Thèse de doctorat en Géographie et Science de l'environnement

Devant un jury composé de

Christine Voiron Professeur Université de Nice, UMR 7300 - ESPACE	Rapporteur
Raphael Mathevet Directeur de recherche CNRS, UMR 5175 - CEFE	Rapporteur
Pierre Richard Directeur de recherche émérite CNRS, UMR 7266 - LIENSs	Examineur
Pascal Marty Professeur ENS de Lyon, UMR 5600 - EVS	Directeur de Thèse

Avant-propos

Le littoral est un espace complexe, dynamique et fluctuant qui occupe un rôle tout particulier dans l'évolution des territoires et des modes de vies, *a fortiori* en ce début de 3^{ème} millénaire. A l'interface terre-mer, et fréquemment frontière entre nature et société, il cumule les usages, les pratiques et les fonctions. De cette polyvalence émergent de nombreux conflits et défis qui imposent une forte coordination entre acteurs publics et privés, et ce, à de multiples échelles. L'attractivité des côtes opérant sur de nombreux plans (économique, commercial, touristique...), les littoraux sont devenus des territoires particulièrement aménagés. On peut les considérer comme des constructions géohistoriques à fort enjeu patrimonial.

Le trait de côte se caractérise également par des dynamiques naturelles, des modifications constantes du paysage. Sur le plan physique, une mutation lente du paysage se constate avec pour causes l'érosion, le marnage, les fluctuations climatiques depuis l'Holocène, phénomènes qui ont été responsables de déplacements du trait de côte (régressions et transgressions marines successives) et qui ont façonné l'environnement littoral. Plus récemment, le trait de côte a connu une modification rapide, très fortement marquée par des facteurs d'origine anthropique, au premier rang desquels, le processus de littoralisation (glissement des populations et des activités vers les littoraux) a joué un grand rôle. Au cours des dernières décennies, avec l'augmentation et la mondialisation des échanges, la densité des populations humaines n'a cessé de s'accroître sur le littoral.

Aujourd'hui, les enjeux de la gestion des côtes et de leurs ressources sont aussi divers que les acteurs du système littoral. En tête, on retrouve les enjeux de protection et de développement durable de cet espace fragilisé et menacé par différents usages.

Ces enjeux ont été au centre des objectifs de plusieurs grandes conférences internationales : Convention de Ramsar, MEA « Évaluation des écosystèmes pour le millénaire », Sommet de la Terre (Rio et Rio +20), et la toute prochaine Conférence mondiale sur le Climat qui se tiendra à Paris en décembre 2015 (COP21). Enfin, dans le cadre de la Gestion Intégrée des Zones Côtières (GIZC) la réflexion se structure sur la mise en place des systèmes de gestions durables.

C'est dans ce contexte que mon travail de recherche va s'exercer à mieux comprendre la structuration géographique des pressions anthropiques sur l'environnement littoral en Europe. Le littoral, comme nous allons le voir, est une entité à multiples facettes, dont les délimitations spatiales sont complexes.

« Ses plages s'étendent sans aucune courbure, droites, infinies, et les brisants de la mer arrêtés par rien, aussi majestueux qu'à la côte saharienne, y déroulent, sur des lieues de longueur avec de grands bruits, leurs tristes volutes blanches. Région âpre, avec des espaces déserts, région de sables, où de tous petits arbres, des chênes verts nains s'aplatissent à l'abri des dunes. Une flore spéciale, étrange et, tout l'été, une profusion d'œillets roses qui embaument. »

Pierre Loti, Le Roman d'un Enfant, 1890, L'île d'Oléro

Sommaire	
<i>Avant-propos</i>	5
<i>Sommaire</i>	9
<i>Liste des figures</i>	13
<i>Liste des tableaux</i>	19
<i>Introduction générale</i>	27
I.1. Le littoral	27
I.1.a. Quelle définition choisir ?	27
I.1.b. Le système littoral	36
I.2. Pressions anthropiques et littoralisation	42
I.2.a. Attractivité de la côte	42
I.2.b. La notion de « driver »	49
1) Les drivers directs	51
2) Les drivers indirects	60
I.2.c. Indicateur et modèle DPSIR	65
I.2.d. Les impacts sur la biodiversité littorale	70
I.3. Prise de conscience récente	78
I.4. GIZC, réserves, zones de protection spéciale et aménagements	82
I.5. Plan de la thèse	88
<i>II. Utilisation de données statistiques pour caractériser le littoral européen....</i>	93
II.1. Les NUTS, une nomenclature Hiérarchique	93
II.1.a. Historique de la création	93
II.1.b. Critères de classification gérant la création des NUTS	96
II.1.c. Les échelles des NUTS	97

II.2. Méthodologie	99
II.2.a. Descriptions du littoral et NUTS européens	100
II.2.b. Données de traitement	106
II.2.c. Procédure de découpage des NUTS 3 sur le littoral.....	108
II.2.d. Procédure de traitement des indicateurs	112
II.3. Résultats.....	113
II.3.a. Transformation géomatique des NUTS	113
II.3.b. Variation des indicateurs en fonction des zones tampons littorales	115
II.3.c. Résultats pour deux cas particuliers : La perte de surface en zone humide et le pourcentage de population littorale.....	130
A/ La pourcentage de population résidente dans le littoral : une mise à jour	130
B/ La perte surfacique en zone humide, un problème du littoral à proximité du trait de côte	132
II.4. Discussion	134
<i>III. Typologie des littoraux européens.....</i>	<i>141</i>
III.1. Introduction.....	141
III.2. Méthodologie	142
III.3. Résultats.....	149
III.3.a. Résultats de l'ACP	151
III.3.b. Résultats de la HCPC.....	153
III.3.c. Cartographie de la classification	156
III.3.d. Effet du changement de distance à la côte sur le clustering.....	160
III.4. Discussion	161
<i>IV. Création de cartes synthétiques d'accumulations des pressions humaines en France</i>	<i>167</i>
IV.1. Introduction.....	167

IV.2. Matériels & méthodes	170
IV.2.a. Aire d'étude	170
IV.2.b. Acquisition des données.....	171
IV.2.c. Préparation de la grille de calcul	175
IV.2.d. Préparation d'un questionnaire pour la collecte de l'expertise	176
IV.2.e. Traitement des données.....	182
IV.3. Résultats	185
IV.4. Discussion	191
V. Pressions anthropiques sur l'environnement littoral : développement d'un site internet participatif pour la collecte et la diffusion d'avis d'experts...	201
V.1. Constat sur les méthodes cumulatives	201
V.2. Simex (Système d'Information Multidimensionnel pour l'Expertise)	204
V.2.a. Base de donnée spatiale et outils informatiques nécessaires	206
V.3. Présentation fonctionnelle du site SIMEX	207
V.3.a. Page d'accueil et complétion de la fiche expert	207
V.3.b. Questionnaire multi-dimensionnel	211
V.3.c. Visualisation et diffusion des résultats.....	215
V.3.d. 1/Résultat individuel	215
V.3.e. 2/Résultat synthétique.....	216
V.4. Conclusion et perspective pour SIMEX	218
VI. Conclusion générale	225
Bibliographie	231
Annexes	251

Liste des figures

Figure 1. Illustration de la contiguïté variable entre territoires terrestres et marins.	28
Figure 2. Etagement littoral tiré et traduit à partir de l'encyclopaedia britannica (1996). Le littoral représente une bande très étroite du paysage marin.	31
Figure 3. Description du littoral. Traduit de l'anglais depuis l'US NAVY.....	33
Figure 4. Premier modèle intégratif prenant en compte la relation entre les systèmes culturels et sédimentaires dans le concept des bassins versants (Bormann & Likens, 1969; O'sullivan, 1979). La prise en compte des humains commence à apparaître au sein des modèles intégratifs.	38
Figure 5. Le Système littoral (Bavoux, 1998). Les démarcations claires dans le diagramme sont en réalité mobiles en fonction des rythmes naturels de cet espace de transition (<i>e.g.</i> marées, saisons, urbanismes, vagues touristiques). Les composantes humaines et physiques sont fortement liées.	40
Figure 6. Schéma des voies principales par lesquelles le changement climatique affecte la santé des populations. Une atténuation fait référence à une vraie prévention primaire (réduire les émissions de gaz à effet de serre). L'adaptation (prévention secondaire) implique des interventions visant à réduire les effets néfastes sur la santé. Fondé et traduit d'après McMichael <i>et al.</i> (2006).	54
Figure 7. Exemples de drivers directs et indirects recensés dans la littérature. Traduite à partir de Scaling in Ecology and Biodiversity Conservation.	64
Figure 8. Le modèle DPSIR. (EEA, 2002)	69
Figure 9. Principales perturbations anthropiques ayant une incidence sur la biodiversité. (Groom <i>et al.</i> , 2006; Amara, 2010)	72
Figure 10. Carte mondiale de la population côtière et de l'altération du littoral. Basé sur les travaux de Burke <i>et al.</i> (2001) et Harrison & Pearce (2001). Cette analyse est basée sur des cartes issues du Global Land Cover Characteristics Database (GLCCD	

1998) issues de l'Advanced Very High-Resolution Radiometer (AVHRR) pour une période de changement entre 1992 et 1993.....	75
Figure 11. Niveaux de résultats potentiels issus d'une initiative de gestion intégrée du littoral (Hénocque & Billé, 2005) traduit de Olsen (2003).	85
Figure 12. Schéma expliquant les critères de classification pour la création de la nomenclature NUTS hiérarchisée. De nombreuses exceptions à la règle existent et ne font pas partie de ce diagramme. Elles sont énumérées dans le journal du règlement (CE) No1059/2003.	96
Figure 13. Carte illustrative des différents niveaux NUTS du plus large (NUTS 1) au plus fin (NUTS 3). Les codes NUTS commencent avec le code alphabétique ISO 3166-1 du pays, suivi d'un, deux ou trois chiffres correspondant au niveau de NUTS 1, 2 ou 3. (Source : Eurostat).....	97
Figure 14. Aperçu des limites spatiales de la classification NUTS sur les 3 niveaux et nombre total de NUTS associé pour l'Europe des 27 (avant 2013).	98
Figure 15. Régions NUTS littorales par région marine au niveau 3, soit 385 régions avec les territoires outre-mer et 375 sur le continent européen en contact avec le trait de côte. En prenant en compte la Croatie, cela fait un total de 382 régions NUTS 3.	103
Figure 16. Découpage des littoraux européens en bande de 10 km de large. Ici l'exemple de la Grèce.	109
Figure 17. Les valeurs de chaque NUTS au sein de chaque bande littorale sont calculées par le rapport entre l'aire initiale (km ²) et la nouvelle aire après découpe (km ²). Les nouvelles valeurs sont proportionnelles à la surface découpée. Le rapport entre les surfaces indique si la nouvelle valeur est fortement modifiée ou faiblement modifiée.....	109
Figure 18. Carte du taux de fiabilité <i>i</i> du nouveau découpage des NUTS 3 en fonction de la distance à la côte. Plus on s'éloigne du trait de côte, plus la modification des	

valeurs des NUTS diminue pour chaque NUTS. En rouge = NUTS très modifiées par le découpage. En bleu = NUTS peu ou pas modifiées par le découpage. Les bornes des 9 catégories illustratives suivent une classification Jenks (Jenks, 1967)..... 111

Figure 19. Nombre d'unités NUTS 3 par taille de la bande littorale en fonction de leur indice de fiabilité i . Le pourcentage dans chaque bande indique le taux de NUTS 3 inclus intégralement dans chaque bande à 90% de sa surface. 114

Figure 20. Variation des indicateurs en fonction des bandes littorales entre 1 (valeur maximale de l'indicateur) et 0 (valeur minimale). L'ensemble de ces indicateurs a toujours des valeurs maximales dans les premiers kilomètres à partir du trait de côte. On distingue 4 groupes d'indicateurs plus ou moins caractéristiques de la bande littorale..... 117

Figure 21. Box plot de l'indicateur tourisme représentatif du groupe 1 et estimation de sa valeur pour chaque bande littorale, la bande grise autour de la ligne bleue d'estimation est l'intervalle de confiance pour la valeur. 119

Figure 22. Box plot de l'indicateur des cultures permanentes représentatif du groupe 2 et estimation de sa valeur pour chaque zone tampon littorale, la bande grise autour de la ligne bleue d'estimation est l'intervalle de confiance pour la valeur. 120

Figure 23. Box plot de l'indicateur de la population représentatif du groupe 3 et estimation de sa valeur pour chaque zone tampon littorale, la bande grise autour de la ligne bleue d'estimation est l'intervalle de confiance pour la valeur. 121

Figure 24. Box plot de l'indicateur du nombre d'emploi dans le secteur tertiaire le seul indicateur représentatif du groupe 4 et estimation de sa valeur pour chaque zone tampon littorale, la bande grise autour de la ligne bleue d'estimation est l'intervalle de confiance pour la valeur. 122

Figure 25. Schéma conceptuel du biais des bandes littorales concentriques. 123

Figure 26. Variation des indicateurs normalisés par la surface de la zone tampon considérée. Les groupes précédemment décrits sont toujours les mêmes mais la relation avec le littoral change quand on considère les indicateurs en terme de densité et plus comme la sommes de ceux-ci dans les NUTS pour chaque bande..... 125

Figure 27. Densité des indicateurs en fonction de la distance au trait de côte et en fonction de leur sensibilité aux littoraux. Les valeurs de concentration sont généralement maximales au niveau du littoral proche (*e.g.* prairie, tourisme, urbanisation)..... 128

Figure 28. Estimation de la perte de territoire en zone humide (CLC change) en km² en fonction de la distance par rapport au trait de côte. 133

Figure 29. Diagramme de notre méthodologie..... 145

Figure 30. Visualisation spatiale de la taille de 3 bandes littorales de notre analyse en taille croissante sur le territoire grecque : 0-10 km (beige), 0-50 km (beige et vert) et 0-100 km (beige, vert et orange). 149

Figure 31. Résultat de l'ACP sur les NUTS uniformisées au sein de la bande de 0 à 100 km dont la fiabilité dépasse 70% ($i > 0.7$)..... 151

Figure 32. Exemple d'HCPC sur les individus (NUTS 3, 0-100km). La hauteur des embranchements explique la part de variation expliquée pour chaque division (*i.e.* perte d'inertie interne lors du regroupement de deux classes)..... 153

Figure 33. Résultat du clustering sur les NUTS 3 dans la bande de 0 à 100km. Ici les dimensions 1 et 2 de l'ACP et la CAH produisent un regroupement de 4 classes qui sont bien représentées dans ce plan d'analyse (64% de la variance totale). 155

Figure 34. Carte des NUTS 3 dans la bande 0-10 km. (ACP de standardisation → ACP itérative → ACP standard → HCPC → Cartographie des clusters)..... 156

Figure 35. Cartographie des NUTS 3 dans la bande 0-50 km en fonction du cluster issu de notre méthode. 157

Figure 36. Cartographie des NUTS 3 dans la bande 0-100 km en fonction du cluster issus de notre méthodologie.....	158
Figure 37. Carte visualisant le changement de classification des NUTS entre les deux échelles d'étude 50 km et 100 km. En bleu, les NUTS qui conservent le même groupe que précédemment et en rouge les NUTS qui changent de groupe avec l'ajout d'information apportée par les 50 km de largeur supplémentaire.....	160
Figure 38. Le trafic maritime sur les côtes françaises entre 2004 et 2005. Ces données de type raster issues de la modélisation de Halpern <i>et al.</i> 2008 ont été interpolées dans notre grille d'analyse propre à l'aide d'un krigeage ordinaire.	173
Figure 39. Enveloppe de notre grille d'agrégation et de calcul. La résolution de chaque carré est de 5 km x 5 km et se superpose à la grille Lambert 93. La grille est composée de plus de 26000 carrés de 25km ² de surface.....	174
Figure 40. Cartographie de la compilation de l'occupation biophysique des sols dans notre maillage complet sous la projection Lambert 93 en France métropolitaine. Au total 81 habitats différents seront retenus dans l'analyse après soustraction des occupations des sols artificiels de Corine Land Cover et des habitats absents de notre carroyage d'analyse (Traduction disponible en Annexe 15).....	181
Figure 41. Procédure pour le calcul d'un score d'impact anthropique pour chaque cellule de la grille de calcul.....	183
Figure 42. Distribution des scores transformés (racine cubique) et pondérés par la surface totale des habitats. La distribution est de type normal, la forme en cloche nous rassure quant à la transformation choisie. En moyenne le score vaut 10,30 et l'écart-type 2,9.	186
Figure 43. Scores des impacts anthropiques cumulés sur les habitats marins et terrestres des littoraux français.....	188
Figure 44. Page d'accueil et logo pour notre site de collecte et de diffusion SIMEX.	205

Figure 45. Questionnaire qui permet de compléter la fiche client pour chaque expert et la création d'un compte unique associé à son email et mot de passe.	208
Figure 46. Page de sélection de la zone d'expertise de l'expert ou des grandes bio-régions en France métropolitain et page de sous-sélection des habitats.	209
Figure 47. Exemple de questionnaire dynamique multidimensionnel à compléter par l'expert. En colonne les pressions présentes dans sa zone d'expertise et en ligne les habitats présents et sélectionnés par l'expert.	212
Figure 48. Note de fiabilité associée au questionnaire.	213
Figure 49. Fiche individuelle pour chaque expert. Plusieurs enquêtes sont réalisables par le même expert.	214
Figure 50. Page de restitution des expertises en fonction des habitats sélectionnés et de la zone d'expertise individuel.	215
Figure 51. Création d'une carte synthétique dynamique qui prend en compte l'ensemble des personnes ayant participé à l'enquête.	216
Figure 52. Comparaison des résultats en fonction de la symbologie ou de la méthode de classification (<i>e.g</i> Fisher / Jenks).	217

Liste des tableaux

Tableau 1. Indicateur majeur de la description côtière et de la limite des pressions humaines. La limite utilisée pour définir le territoire littoral terrestre est fixée à 100km (CIESIN, UNEP-Global Programme of Action for the Protection of the Marine Environment From Land-based Activities, CSD, Agardy *et al.*, 2005; McGranahan *et al.*, 2007) 35

Tableau 2. Principales conventions internationales sur la gestion des zones côtières et recommandations ou mesures associées. (Cicin-Sain & Belfiore, 2005; Vallega, 2005) 81

Tableau 3. Progression de la GIZC dans 14 pays européens sur base de dire d’experts depuis la promotion de la GIZC par la commission européenne. (Elburg-Velinova *et al.*, 1999; Van Buuren *et al.*, 2002). Source : <http://www.coastalguide.org/icm/> 87

Tableau 4. Régions littorales par pays européens. L’unité est le nombre de régions NUTS 3 basée sur la mise à jour de 2010 et la grille de population de 2006 (Collet, 2010). 105

Tableau 5. Liste des 26 indicateurs retenus par (Tzanopoulos *et al.*, 2013) qui affecte potentiellement la biodiversité en Europe. Ces données sont disponibles au niveau NUTS 3, NUTS 2 et NUTS 1..... 107

Tableau 6. Nombre d'unité NUTS 3 intersectant les bandes littorales..... 113

Tableau 7. Surface des bandes littorales (km²) pour chaque bande considérée..... 124

Tableau 8. Pourcentage de population littorale en fonction de la distance à la côte et augmentation de la valeur relative de ce pourcentage. Les valeurs de l’indicateur sont basées sur les données EUROSTAT de 2010. La taille des bandes varie entre le trait de côte et la limite de la zone tampon d’étude (10, 20,...,100 km)..... 130

Tableau 9. Clustering des NUTS 3 littorales (372 unités) pour estimer le nombre de groupes différents issu d’une classification Jenks en fonction de l’indicateur Population..... 150

Tableau 10. Liste des pressions anthropiques, habitats et grille de carroyage utilisés dans notre étude. La grille de carroyage initiale avait une résolution de 10 x 10 km que nous avons améliorée à 5 x 5 km dans nos résultats finaux.....	172
Tableau 11. Exemple de la matrice habitat/cellule. Chaque surface des habitats est calculée par cellule en km ²	182
Tableau 12 Scores moyens par type état de protection ; apb : arrêtés de protection biotope, cdl : conservatoire du littoral, sic : sites d'intérêt communautaire, pn : parcs nationaux, pnm : parcs naturels marins, rb : réserves biologiques, rn : réserves nationales, rncfs : réserves nationales de chasses et faunes sauvages. Il n'y a pas de différences significatives de moyenne des scores entre les types de protection et les zones d'intérêt biologique par rapport aux zones non protégées (p-value < 2.10-16 ***, ANOVA).....	190

Cette thèse s'articule autour de trois grands axes. Dans les premiers chapitres, nous avons tenté de mieux comprendre les enjeux scientifiques posés par le littoral et son environnement pour les diverses disciplines qui l'étudient. Pour cela, nous avons utilisé deux approches. Dans un premier temps, un travail de recherche bibliographique a permis de collecter l'ensemble des définitions utilisées dans le milieu scientifique en fonction de la discipline. Puis, dans un second temps, nous avons choisi un angle d'analyse en utilisant des indicateurs de pressions humaines pour caractériser les littoraux européens à grande échelle. Ce travail permet de mieux délimiter géographiquement et conceptuellement l'espace qu'occupe le littoral de ces territoires.

C'est à travers les pressions anthropiques, nombreuses sur cet espace, que nous avons tenté de définir plus précisément les limites des territoires côtiers. Dans les chapitres suivants, nous avons pu décrire et analyser l'ensemble des territoires littoraux européens à macro-échelle, nous avons aussi tenté de mieux comprendre les intensités relatives de ces pressions anthropiques à travers deux macro-échelles d'analyse : L'Europe et la France.

Enfin, la thèse se consacre à la présentation du développement d'un nouvel outil géographique pour nous aider à encore mieux définir et comprendre les territoires côtiers mais aussi les territoires contigus : marins et continentaux. Pour cela une approche participative multi-échelles a été mise en place par l'intermédiaire d'un outil de collecte d'expertise sur l'ensemble du territoire français métropolitain marin et terrestre.

CHAPITRE 1

Introduction générale

Introduction générale

1.1. Le littoral

1.1.a. Quelle définition choisir ?

Il n'existe pas de définition unique du littoral ou de l'espace littoral. En effet selon la discipline exercée, la prise en compte des usages du territoire côtier, voire l'expérience personnelle de l'auteur, il découle de multiples façons de décrire ou de concevoir le littoral et les multiples limites de cette entité spatiale. De plus, Christian & Mazzilli (2007) montrent que diverses définitions officielles se sont complexifiées avec le temps au fil des grandes conventions internationales .

La délimitation et la compréhension de la zone littorale sont d'une importance primordiale pour de nombreux scientifiques, ingénieurs ou gestionnaires (Douglas & Crowell, 2000). En effet dans de nombreux domaines, la bande côtière doit d'abord être définie par les acteurs sociaux pour qu'on puisse ensuite discuter, comparer et prédire ses évolutions dans l'espace et le temps (Boak & Turner, 2005). En effet, tous les pays du monde cherchent à maintenir une utilisation pérenne des biens et services que fournissent les côtes et leurs ressources (Annexe 1).

Tout d'abord le terme « littoral » n'est apparu en France qu'au XVIII^{ème} siècle ; auparavant, on le désigne comme « bord », « rivage » ou encore « côte » (Bavoux, 1998). Le littoral représente bien une limite, une ligne de démarcation entre terre et mer. Par contre il serait faux de la considérer comme une rupture entre ces deux territoires. Il s'agit d'une contiguïté entre deux mondes, liquide et solide, public et privé (Couix & Le Roy, 1994). Cette contiguïté peut s'étendre sur plusieurs kilomètres ou bien être brusque et nette (Figure 1).

Pour illustrer ce propos, nous pouvons évoquer les marins d'autrefois qui revenant de pleine mer, aperçoivent le premier oiseau et qui, même sans terre à l'horizon, se considèrent déjà à terre.

Les représentations de la limite du ruban littoral changent non seulement en fonction des disciplines mais aussi des expériences personnelles et des cultures. Dans tous les cas, le littoral ne peut être simplement réduit à une ligne d'intersection physique entre mer et terre, car les interactions qui existent entre elles couvrent une bande plus ou moins large, plus ou moins fluctuante, plus ou moins stable dans le temps.

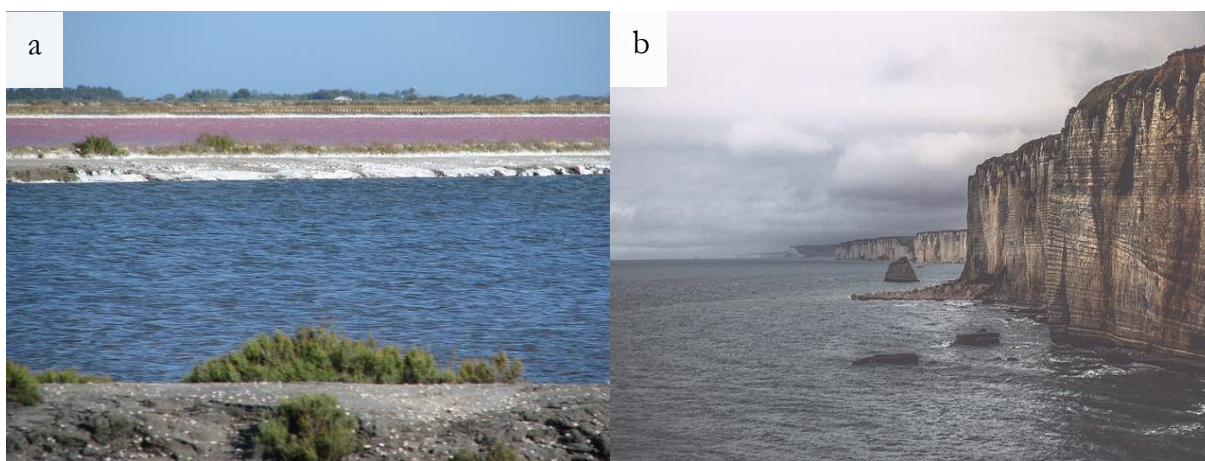


Figure 1. Illustration de la contiguïté variable entre territoires terrestres et marins.

a) Les marais salants de Camargue, écotone¹ doux et mobile dans le temps et l'espace. b) Les falaises d'Étretat, écotone brusque et plus rigide dans le temps et l'espace. (Photographies : (a) Susan Ware et (b) Cristian Bortes).

¹ Un écotone est une zone de transition écologique entre au moins deux écosystèmes ou plus. Par exemple, une zone estuarienne est un écotone entre un écosystème marin, un écosystème fluvial et un écosystème terrestre. La variation progressive ou irrégulière des paramètres hydrologiques, salins, topographiques ou encore thermiques à la frontière des écosystèmes concernés engendre une mosaïque d'habitats avec une interpénétration des faunes et des flores de ces écosystèmes. Les écotones abritent à la fois des espèces et des communautés des différents milieux qui les bordent, mais aussi des communautés émergentes qui leurs sont propres. Ces dernières sont en général distribuées sur les zones de transitions physico-chimiques ou microclimatiques (pH, salinité, température) (Murcia, 1995; Brunke & Gonser, 1997; Naiman & Decamps, 1997).

De façon analogue, même en considérant le littoral non comme une surface de transition mais comme une ligne délimitant le monde liquide et solide, ce linéaire côtier n'est pas facilement identifiable ou quantifiable. En effet les phénomènes naturels (marée, érosion, niveau des eaux) et les phénomènes anthropiques (urbanisation principalement) entraînent une perpétuelle évolution de sa morphologie (Pimentel *et al.*, 1995; Larson *et al.*, 2003; Colas, 2006; Lee *et al.*, 2006). Par exemple, actuellement les littoraux français s'étendent sur environ 5165 km en métropole sur ses trois grandes façades maritimes (IGN – litto3D – 2014). Ce chiffre est toujours fluctuant en fonction de la ligne de référence², de la méthode utilisée et enfin de l'évolution naturelle de la côte elle-même.

Sur le plan écologique, les littoraux sont considérés comme des écotones, c'est-à-dire un « habitat créé par la juxtaposition de deux ou plusieurs habitats différents », « un habitat de frontière » ou une « zone de transition entre deux types d'habitat » (Ricklefs & Miller, 2005). La définition de Martinez (2007) est encore plus générale : « Le littoral couvre l'ensemble des interactions terre-mer sur de larges échelles au-delà du seul point limite où l'eau et la terre se rencontrent physiquement ». Dans ce cas, les deux aspects du littoral sont inséparables l'un de l'autre dans la mesure où c'est la co-influence marine et terrestre qui forme le tout « littoral » ; le littoral est représenté par une frange côtière délimitant spatialement ces interactions.

Cependant, il existe de nombreuses côtes où ces interactions sont plus ou moins prononcées. Les estrans, par exemple, sont par définition des territoires éphémères

² Marc Robin (2002) relève plus de douze « traits de côte » différents tandis que Boak et Turner (2005) recensent près de 19 lignes génériques issues de 45 indicateurs : rupture de la pente, végétation sur la côte, humectation, niveau de marée, etc..

recouverts successivement par les eaux au gré des marées. Par antagonisme, les constructions humaines telles que les ports ou digues, limitent fortement cette instabilité naturelle et par conséquent les interactions que nous avons énoncé précédemment mais représentent pourtant une part croissante des littoraux (McGranahan & Satterthwaite, 2003; Burak *et al.*, 2004; Basaham *et al.*, 2006; Baird, 2009).

Océanographes, géophysiciens et biologistes ont ainsi subdivisé le littoral et plus généralement l'océan en zones qui répondent à un certain nombre de paramètres physiques et/ou biologiques (Figure 2) (Gray, 1997; Longhurst, 1998; Olson & Dinerstein, 1998; Spalding *et al.*, 2007). Le premier découpage étant lié à la morphologie des fonds marins. Il distingue quatre grands ensembles contigus correspondant au relief du bord de mer jusqu'aux zones marines les plus profondes.

Ainsi on trouve en partant du trait de côte :

- L'Étage **littoral et sublittoral** délimité par le plateau continental. Il s'étend de la surface à quelques centaines de mètres, généralement situé entre 130 m et 200 m (Pinet, 2014).
- L'Étage **bathyal** se place au-dessus du talus continental, fort dénivelé qui plonge en dessous du plateau continental vers un ou plusieurs milliers de mètres (jusqu'à 3000 m).
- L'Étage **abyssal** est le plancher océanique qui s'enfonce en pente modérée de 3000 m vers 6000 m, sa formation est liée à la formation de croûte terrestre au niveau du rift. On trouve dans cet étage la plaine océanique.
- L'étage **hadal** correspond aux grandes fosses océaniques qui peuvent dépasser 10 km (la plus profonde : 10 897 m, fosse des Mariannes ; Takami *et al.*, 1997).

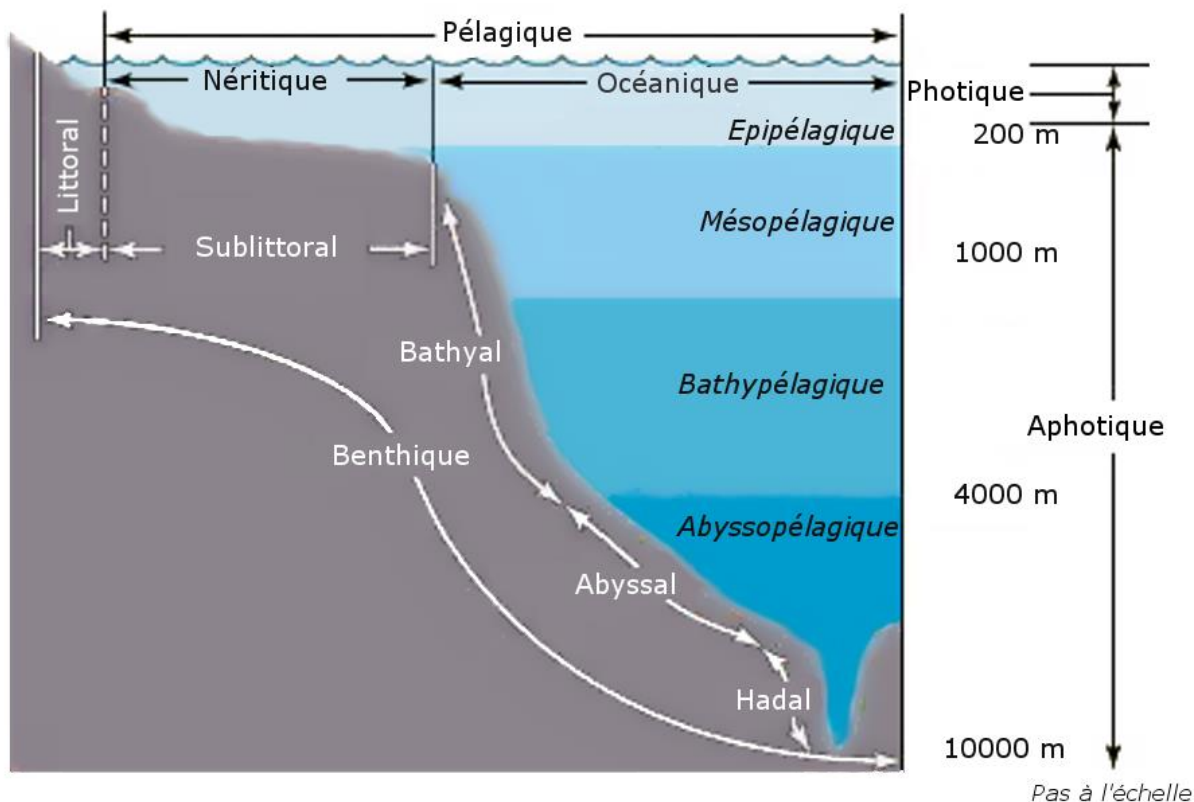


Figure 2. Etagement littoral tiré et traduit à partir de l'encyclopaedia britannica (1996). Le littoral représente une bande très étroite du paysage marin.

Sur la Figure 2, nous pouvons constater que la bande littorale théorique ne couvre qu'une étroite bande de la morphologie marine. Par ailleurs cette bande est de taille très variable. En France, la taille du plateau continental peut varier fortement : (i) en Méditerranée, dans le bassin ligurien, le plateau continental ne fait parfois que quelques kilomètres (2~3 km) (Sardou *et al.*, 1996) ; (ii) sur la façade Atlantique, celui-ci peut au contraire atteindre les 180 km dans le golfe de Gascogne (Bourillet *et al.*, 2006).

Par ailleurs le ruban littoral étroit est lui-même divisé en quatre zones toujours selon des paramètres morphologiques, physiques et biologiques terrestres et marines (Figure 3) :

- La **zone supralittorale**, région de basses terres proche de la rive, mais sous réserve d'une inondation saisonnière ou occasionnelle de la part du milieu marin, et excluant généralement la zone intertidale.
- La **zone médiolittorale** avec deux parties :
 - Un espace **supralittoral** délimité par la zone d'influence directe des embruns. Les embruns salés limitent le développement des végétaux à de rares plantes tolérant le sel.
 - Un espace **eulittoral** dans la zone de balancement des marées qui se distingue par l'alternance sec et immergé. La faune et la flore vivant dans cette zone est eurythermique (supporter les grands écarts de température) et euryhalinique (supporter les écarts de salinité).
- La zone **infralittorale** constamment immergée, délimitée par la présence de certains végétaux. C'est donc la présence de lumière et la turbidité qui seront les facteurs déterminants pour fixer les limites de cet étage. Cette zone s'étend donc de la ligne des mortes eaux des marées jusqu'à 20 à 50 mètres selon les endroits.
- La zone **circalittorale** commence sous la zone infralittorale et s'étend jusqu'à la limite inférieure de présence des algues pluricellulaires.

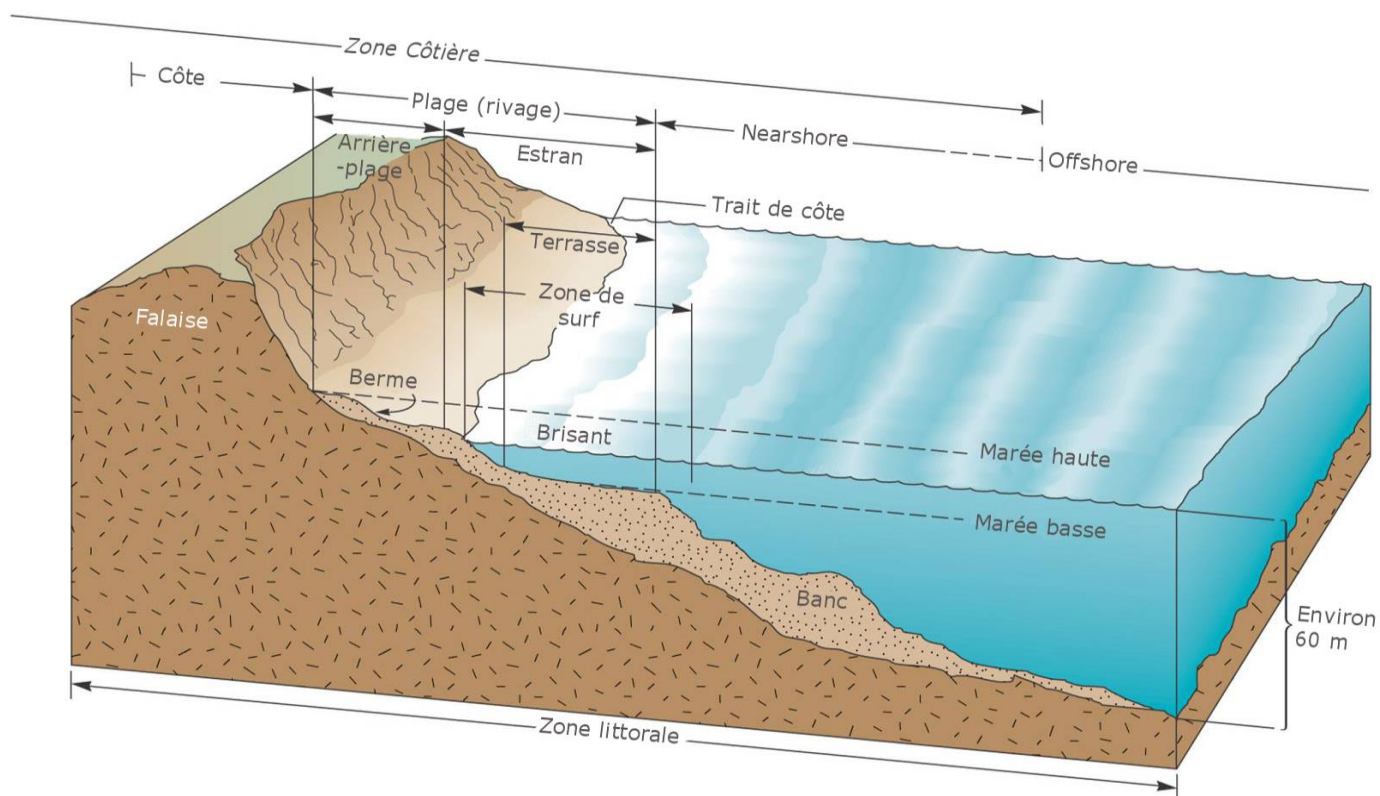


Figure 3. Description du littoral. Traduit de l'anglais depuis l'US NAVY.

Mais bien que dans le domaine marin, la délimitation de la frange littorale semble relativement bien définie, qu'en est-il de ce ruban sur le domaine terrestre ? Est-ce qu'une délimitation identique est possible prenant davantage en compte l'empreinte de l'activité humaine ? Les limites sont-elles fluctuantes du côté terrestre uniquement ? Où s'arrête l'influence marine sur le plan écologique et sur le plan humain ?

Sur le plan écologique, la portion littorale terrestre est délimitée par la limite haute du marnage d'un côté et la fin de l'influence marine de l'autre (*e.g.* falaises, îles, dunes de sable, mangroves, etc.). Ce sont également des écosystèmes de transition qui suivent les gradients chimiques ou physiques naturels (Carr *et al.*, 2003). Le littoral terrestre n'est pas seulement limité par la zone supralittorale, définie précédemment comme la zone terrestre directement humectée par le voisinage de la mer et qui

modifie ainsi les gradients physico-chimiques environnant (salinité et humidité). En effet, qu'en est-il des marais, estuaires et embouchures de fleuves qui se définissent aussi par des zones de transition entre mer et terre ?

Cette définition du littoral, où limites terrestre et marine fluctuent, rejoint celle proposée par Hinrichsen (1998): “ Partie de la terre la plus affectée par sa proximité avec la mer et la partie de l'océan la plus affectée par sa proximité à la terre”. Sur le plan humain, les délimitations sont très floues également et sont le plus souvent fixées de façon arbitraire. Il peut alors être défini comme un *œkoumène* c'est-à-dire un espace « habité et mis en valeur par l'homme » (Herbert *et al.*, 2006), et être considéré comme une zone très attractive pour l'homme. Souvent on considère le littoral comme étant constitué par les communes avoisinant directement la côte ou très proches de celle-ci. En France, il existe 883 communes littorales, en bord de mer, lagunes ou étangs salés, qui représentent 6,16 millions de personnes (INSEE, RP). Mais on pourrait aussi considérer que les limites littorales pour l'homme sont délimitées uniquement par des activités directement liées à la mer (pêcheries, ports, tourisme). Pourtant, au niveau urbain, l'existence de ces activités entraîne une urbanisation plus continentale soit à l'échelle communale (*e.g.* pour un port de petite capacité), soit au niveau régional (*e.g.* activité touristique de masse). Les littoraux méditerranéen et atlantique, par exemple, sont généralement plus peuplés (Miossec, 1998) que les autres territoires ; ils possèdent une pression démographique en croissance avec une migration de la population vers la côte estimée à 80% entre 1999 et 2006 en France (Insee, RGP).

Pour illustrer ce propos, nous pouvons prendre pour exemple un des indicateurs humains emblématique de la description littorale : le pourcentage de la population

vivant dans les zones côtières. Celui-ci représente le pourcentage de la population totale vivant dans les premiers 100 km à partir du trait de mer ou celle vivant dans les terres avec une élévation de 10m à 50m (Tableau 1).

	Pourcentage de la population totale vivant dans les zones côtières
Unité de mesure	%
Classement dans la CSD (commission on Sustainable Development)	Océans, mers et côtes
But	<ul style="list-style-type: none"> ● Quantifier l'importance d'un important facteur de pressions sur les écosystèmes ● Quantifier une composante important de la vulnérabilité de côte (augmentation du niveau de la mer)
Proxy pour :	Perte de biodiversité, eutrophisation, bloom algal, hypoxie, qualité de l'eau
Indicateurs proches indirects	Urbanisation, agriculture, pêcheries, concentration algale, qualité de l'eau
Indicateurs proches direct	Taux de croissance de la population humaine
Limite surfacique	<ul style="list-style-type: none"> ● A moins de 100 km du trait de côte ● 50 m d'élévation maximum
Données requises	<ul style="list-style-type: none"> ● Population totale ventilée ● Donnée d'élévation côtière ● Limite spatiale de la zone côtière
Projection	Projection équidistante sur la zone
Indicateurs alternatifs	Densité de population, taux d'urbanisation

Tableau 1. Indicateur majeur de la description côtière et de la limite des pressions humaines. La limite utilisée pour définir le territoire littoral terrestre est fixée à 100 km (CIESIN³, UNEP-Global Programme of Action for the Protection of the Marine Environment From Land-based Activities, CSD⁴, Agardy *et al.*, 2005; McGranahan *et al.*, 2007)

³ Center for International Earth Science Information Network at Columbia University

⁴ Commission on Sustainable Development a identifié plus de 96 indicateurs pour le développement durable parmi 14 thématiques et propose des méthodologies normées pour le calcul de celles-ci.

Ici la limite spatiale qui définit le territoire côtier est fixée arbitrairement par une distance à la côte de 100 km souvent reprise dans la littérature (Vitousek *et al.*, 1997; Small & Nicholls, 2003; Syvitski *et al.*, 2005). Cette distance permet de comparer les littoraux dans le monde et de discerner les zones où les populations locales se sont massivement installées dans la frange littorale et de mesurer les risques à l'égard de cette population (Small *et al.*, 2000; Adger *et al.*, 2005; Brooks *et al.*, 2006). En effet, les risques liés à la mer exposant les populations humaines sont nombreux sur ce territoire : érosion, tsunامي, montée des eaux, submersions marines, tremblement de terre, marée noire, pollutions. (Abuodha & Woodroffe, 2006; Sayers *et al.*, 2006; Cochard *et al.*, 2008; Halpern *et al.*, 2008; Meur-Férec *et al.*, 2008; Cutter *et al.*, 2009; Micheli *et al.*, 2013). Une étude du Cemagref/Inra (2011) retient, comme principale caractéristique pour définir le littoral, l'accessibilité à la côte en décrivant le littoral à l'aide des communes situées à moins d'une heure de route (en voiture) jusqu'au trait de côte (Annexe 2).

Afin de prendre en compte cette complexité, des définitions plus systémiques et intégratives du littoral ont pu être proposées.

1.1.b. Le système littoral

Le terme « littoral » englobant de (trop) nombreuses définitions, des concepts et des délimitations différentes, des modèles intégratifs et systémiques ont vu le jour. Pour décrire l'intégralité des interactions au sein de la bande côtière, le terme de système a été proposé (Turner *et al.*, 1998; Dagorne & Ottavi, 1999; Agardy *et al.*, 2005; Dronkers, 2005; Buddemeier *et al.*, 2008). Le but de ces systèmes littoraux est de décrire et de modéliser l'ensemble des paramètres, acteurs et interactions pour conceptualiser une meilleure compréhension intégrale du littoral. Nous présentons trois systèmes littoraux.

La notion de bassin hydrographique a été introduite au XVIII^{ème} siècle par le cartographe-géographe français Philippe Buache (1700-1773) dans le but de définir objectivement des limites régionales. Ce concept de Bassin versant sera ensuite repris par d'autres auteurs (Bormann & Likens, 1969; O'sullivan, 1979) pour des travaux qui cherchent à intégrer à l'ensemble d'un bassin versant l'ensemble des flux entrants et sortants, des transferts de matière et d'énergie, en prenant en compte l'environnement (vivant ou non) et leurs interactions en son sein. C'est un travail précurseur qui intègre l'ensemble des circulations d'énergie et de matière et leur dynamique en mêlant plusieurs champs scientifiques : écologie, hydrologie et météorologie. Un bassin versant est ainsi l'ensemble du territoire (terres agricoles et forestières, secteurs industriels, zones urbaines, ainsi que les lacs, les cours d'eau et à une plus grande échelle, le fleuve), qui draine les eaux de surface vers l'exutoire qui est le réservoir le plus bas de la région. Dans leur étude, Bormann et Likens analysent donc les cycles naturels de nombreux éléments chimiques dans les différents réservoirs (eau de surface, nappe phréatique, sol) au sein d'un bassin topographique pour mieux comprendre les échanges qui se font dans le système. Ce modèle commence à intégrer l'humain en prenant en compte l'agriculture, l'urbanisation et l'industrialisation entre autres sur les cycles hydrologiques (Figure 4). C'est un des premiers modèles intégratifs qui cherche à intégrer l'ensemble des acteurs dans un même système et qui a permis une meilleure gestion des bassins versants.

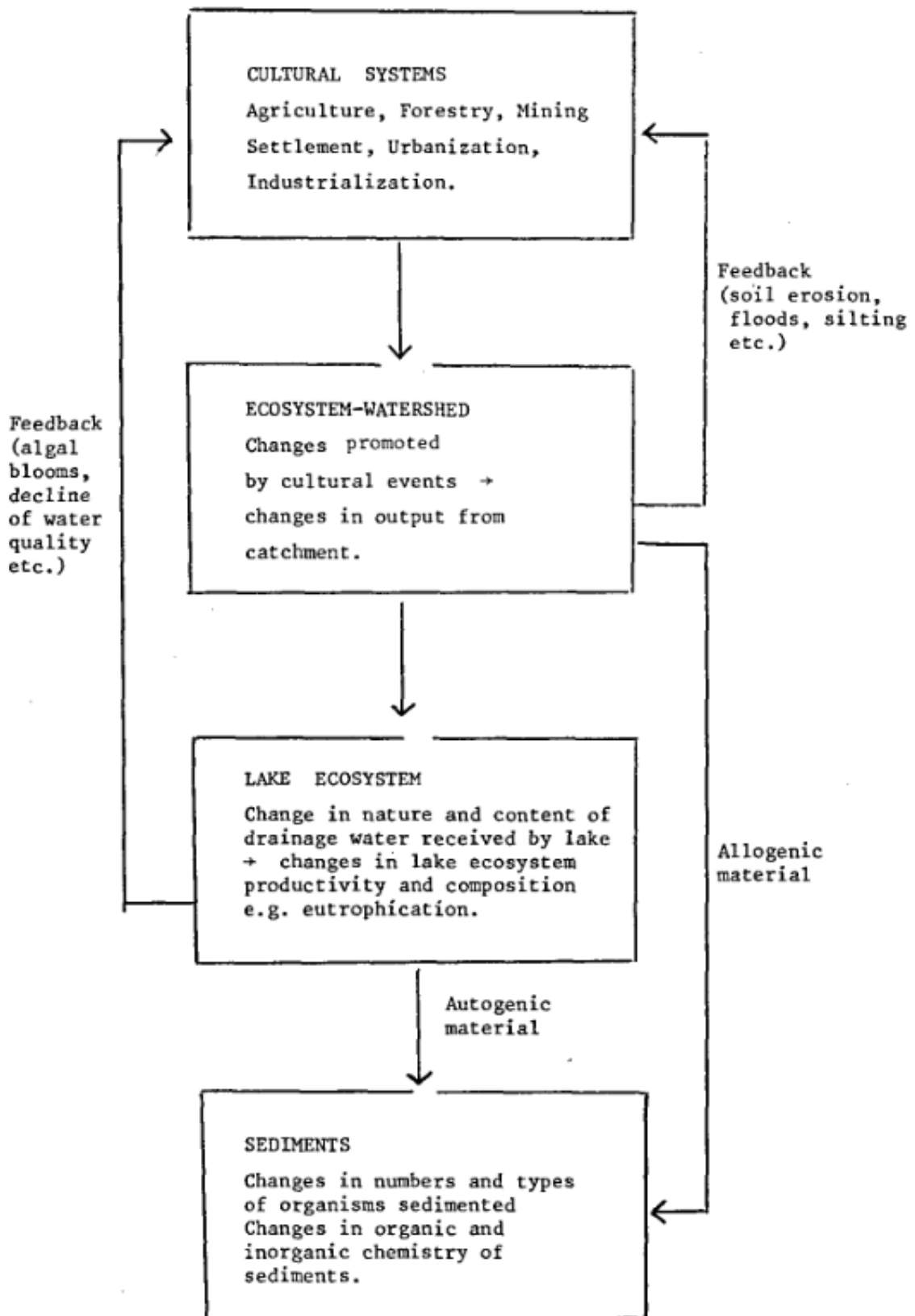


Figure 4. Premier modèle intégratif prenant en compte la relation entre les systèmes culturels et sédimentaires dans le concept des bassins versants (Bormann & Likens, 1969; O'sullivan, 1979). La prise en compte des humains commence à apparaître au sein des modèles intégratifs.

Un concept analogue et complémentaire existe pour la partie maritime également. Caddy & Bakun (1995) visent à l'intégration des événements au sein des bassins versants et des fleuves se jetant dans la mer, ainsi que l'écologie de la zone marine de réception. Cette approche est manifestement pertinente pour les estuaires, les étangs littoraux et les mers semi-fermées et côtières pour lesquels il est nécessaire d'intégrer les activités dans les systèmes aquatiques marins et dulçaquicoles et où les transferts de matériaux vers un système marin fermé ou semi-fermé ont une influence prépondérante. Elle a été adoptée concrètement par le Plan Bleu Méditerranée et est à la base de la Convention d'Helsinki pour la protection de l'environnement de la mer Baltique.

Le système littoral peut aussi être synthétisé comme l'a fait Bavoux dans l'ouvrage « les littoraux français » (1998). Il conçoit le littoral comme l'interface entre 3 biomes, l'atmosphère, l'hydrosphère et la lithosphère qui se rejoignent sur le trait de côte. Le littoral est l'intégration de tous ces sous-systèmes comprenant l'espace marin et terrestre ainsi que la co-interaction engendrée. Le littoral est à la fois lié à des composants physico-chimiques (hydrométrie, habitats, flux) mais aussi aux composantes humaines (démographie, richesses économiques, saisonnalité touristique). Ce système intégratif reprend l'ensemble des idées que nous avons évoquées dans les premiers paragraphes et synthétise assez fidèlement les littoraux européens dans leur ensemble (Figure 5). Ici le facteur humain fait intégralement partie de la conception de ce diagramme et structure aussi la conception de la bande côtière.

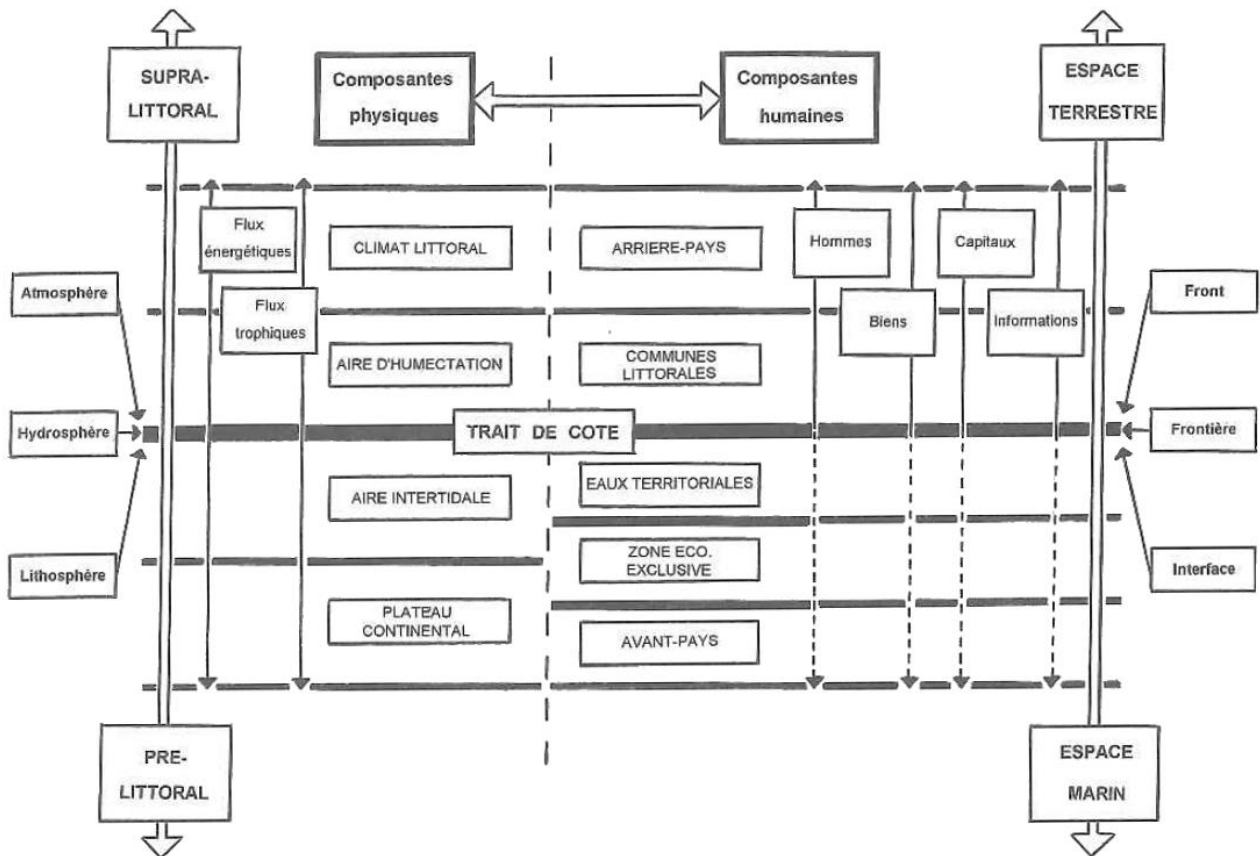


Figure 5. Le Système littoral (Bavoux, 1998). Les démarcations claires dans le diagramme sont en réalité mobiles en fonction des rythmes naturels de cet espace de transition (e.g. marées, saisons, urbanismes, vagues touristiques). Les composantes humaines et physiques sont fortement liées.

Un des derniers modèles parmi les plus intégratifs pour la bande littorale est développé au sein du projet Land–Ocean Interactions in the Coastal Zone (LOICZ) (Turner *et al.*, 1998). Le LOICZ est le projet phare de l’International Geosphere-Biosphere Programme : A Study Of Global Change (IGBP). Le LOICZ cherche à identifier les flux de matière dans la bande côtière entre terre, mer et atmosphère en prenant en compte les paramètres climatiques, d’utilisation des sols, les activités humaines et leurs effets sur la morphodynamique des côtes à l’échelle mondiale ou régionale. Le but final est de comprendre comment réagit le système littoral aux changements globaux et ainsi mieux comprendre l’impact des humains pour une

gestion intégrée des environnements côtiers la plus précise possible. Ce projet se fonde sur de nombreux modèles qui cherchent à compléter les cycles du carbone, de l'azote, du phosphore et des sédiments et à identifier leurs conséquences sur le bien-être humain. Ce projet couple des modèles biogéochimiques et socio-économiques pour améliorer la gestion intégrée des zones côtières (Pernetta & Milliman, 1995).

Comme on l'a vu, il n'existe pas de conception unique du littoral et ce dernier n'est d'ailleurs jamais défini de la même façon. Des conceptions et modèles intégratifs cherchent à mieux identifier les transferts d'énergie et matières dans les écosystèmes côtiers. L'intégration de systèmes complets pour modéliser le fonctionnement de la côte est de plus en plus complexe et dense. Les modèles les plus récents prennent en compte les activités humaines et des paramètres socio-économiques à la fois terrestres (Martínez *et al.*, 2007) et marins (Richardson *et al.*, 2006) dans le but de promouvoir une meilleure gestion de la zone côtière.

En revanche, il existe bel et bien un littoral avec des problématiques de plus en plus intenses et diverses que l'on retrouve dans toutes les grandes conventions scientifiques ou politiques mondiales (I.3).

Les régions côtières du monde sont en danger au vu des pressions humaines qui sont de natures et d'origines variées, à diverses échelles. Notre postulat de départ pour définir le littoral sera donc de partir de ces pressions humaines contemporaines qui affectent massivement les côtes. Nous reviendrons ensuite sur les délimitations du littoral pour mieux définir son enveloppe spatiale.

1.2. Pressions anthropiques et littoralisation

Notre angle d'analyse est le suivant : pour une compréhension plus intégrative du littoral moderne, il faut identifier les pressions d'origine humaine qui ont cours sur ce territoire et leurs impacts sur le littoral. En effet les activités humaines apportent de façon générale une consommation des ressources naturelles et un changement dans le fonctionnement des écosystèmes qui les entourent. (Scheffer *et al.*, 2001; Adger *et al.*, 2005; Bennett *et al.*, 2005; Carpenter *et al.*, 2006). Il est donc important d'identifier les pressions qui s'exercent sur ces zones, mais également de mieux connaître comment ces pressions se distribuent dans l'espace et avec quelle intensité elles s'exercent sur les habitats naturels. Ces connaissances peuvent contribuer à une gestion plus efficace qui permet de concilier au mieux protection de la biodiversité et activités économiques (Richardson *et al.*, 2006).

Pour comprendre l'origine de ses pressions, il faut en premier lieu expliquer l'attrait du littoral pour ensuite identifier les conséquences sur celui-ci.

1.2.a. Attractivité de la côte

Le littoral est perçu dans le monde occidental jusqu'à la moitié du XVII^{ème} siècle comme un lieu de vie hostile (Corbin, 1988). De nos jours, il s'est imposé de façon progressive comme un cadre de vie de qualité possédant de nombreuses aménités (héliotropisme, sentiment de nature, paysages...). La côte fut un espace stratégique pour l'homme, et ce, à travers les âges et les civilisations. En Europe, les ressources proches du trait de côte étaient déjà exploitées au moins depuis le Paléolithique (Knottnerus, 2005) et sous l'empire romain les paysages côtiers européens étaient déjà loin d'être vierges (Rippon, 2000).

Depuis, le littoral offre des possibilités d'échanges uniques sur le monde ; il offre également des ressources marines alimentaires à « profusion⁵ » (Hutchings & Reynolds, 2004; Pauly *et al.*, 2005). Le commerce s'est développé depuis Marseille avec les phéniciens jusqu'à Shanghai, Hong-Kong et Singapour de nos jours. Aujourd'hui les littoraux sont de plus en plus attractifs au vu de la mondialisation des échanges et des volumes impliqués (9,2 milliards de tonnes de fret en 2013, UNCTAD) ou de la mise en valeur touristique et résidentielle des zones côtières (Miller, 1993; Hall, 2001; Davenport & Davenport, 2006).

Dans l'inconscient collectif moderne, le littoral semble représenter des conditions de vie supérieure à la moyenne ; pour le confirmer il suffit d'observer les tendances actuelles et les chiffres de l'afflux touristique sur les côtes (Honey & Krantz, 2007). Par exemple, la Côte d'Azur en France représente 20 millions de touristes par saison et correspond à 1 % des touristes internationaux dans le monde (Observatoire du tourisme côte d'azur 2014⁶) alors qu'elle correspond à 0.2‰ de la surface terrestre de la Terre⁷. Le professeur Jacqueline McGlade, directrice exécutive de l'AEE, déclare que « Nos littoraux sont les écosystèmes les plus riches en termes de quantité et de variété de plantes et d'animaux. Les littoraux jouent également un rôle de passerelle économique pour l'Europe, ils font partie de la structure de nombreuses sociétés et sont primordiaux pour notre qualité de vie ».

⁵ Sentiment qui disparaît avec l'effondrement moderne des stocks de poissons pélagiques à travers le globe (*e.g.* Upwelling en Namibie et effondrement des petits pélagiques, chute drastique des stocks de cabillaud)(Myers *et al.*, 1997; Jackson *et al.*, 2001; Hutchings & Reynolds, 2004)

⁶ http://www.cotedazur-touriscope.com/pdf/chiffres/2014/B001_CC_2014.pdf

⁷ Surface émergée terrestre : 149 000 000 km² (29,3 %), Région PACA : 31 400 km² (2.10⁻⁴%)

Concernant la population résidant sur le littoral, les chiffres sont souvent les mêmes et repris dans la majorité des revues scientifiques. Au fil des ans, l'attrait des zones côtières pour les populations humaines est en croissance partout dans le monde et, selon l'ONU, 40% de la population mondiale vit à moins de 100km du trait de côte (PNUE). En 2007, 196 millions de personnes vivaient dans les régions côtières de l'UE (à moins de 50 km des côtes), représentant 43% de la population totale (Eurostat Giscou). Encore selon les Nations Unies, 44% de la population mondiale vit dans une bande côtière comprise entre le trait de côte et une limite de 150 km. En 2001, plus de la moitié de la population mondiale était comprise dans une bande côtière de 200 km.

Cela représente plus de personnes que l'intégralité de la population mondiale en 1950, et ce, concentré sur une mince frange littorale. Selon Gomme *et al.* (1997), 21% de la population vit dans les 30 premiers kilomètres⁸ et cette population s'accroît deux fois plus vite que le taux d'accroissement mondial (Bijlsma *et al.*, 1996). Hinrichsen (1998) indique même que 2/3 de la population mondiale (~4 milliards d'humains) vit ou travaille dans la bande de 400km de large entre l'intérieur et le trait de côte (Encadré 1).

⁸ 39% vivrait dans les 100 premiers kilomètres (CIESIN 2000)

Pour mesurer les impacts directs et indirects de la population sur les écosystèmes littoraux, une définition plus juste de la "population littorale" devrait prendre en compte l'influence potentielle de cette population sur les environnements côtiers :

Accessibilité, densité du réseau hydrographique, taille du bassin versant, topographie et ruissellement. Elle devrait aussi prendre en compte des facteurs socio-économiques tels que la consommation et les échanges moyens comme proxy de l'activité économique sur la zone côtière. Dans les faits, la complexité, la subjectivité de ses facteurs et le besoin de données cohérentes pour la comparaison font que les populations côtières sont analysées par l'intermédiaire d'une distance variable par rapport au trait de côte (*e.g.* 100, 150, 200km).

Encadré 1. Définition de l'indicateur idéal pour mesurer la population littorale.

En effet, la densité de population dans les régions côtières est en moyenne proche de 100 personne par km, à comparer avec une densité continentale plus proche de 38 h.km⁻² (Agardy *et al.*, 2005). Cependant il existe des prédictions de la population côtière encore plus fortes mais qui étaient souvent surestimées (70% de la population mondiale serait littorale) car utilisant des définitions de la côte très larges et pouvant donc prêter à confusion (Cohen, 1995; Tibbetts, 2002).

La démographie mondiale s'accélère encore, et amplifie ce phénomène de littoralisation. Selon les Nations Unies, en 2050, il est estimé que la population mondiale attendra 9 milliards d'êtres humains sur terre, avec une très forte croissance démographique principalement dans les pays en développement, cela étant intrinsèquement lié à l'augmentation de l'espérance de vie mondiale dans ces régions (*e.g.* Asie, Afrique).

Un des plus flagrants exemples se situe effectivement en Chine, où en 1997, on estimait que la population urbaine totale devait augmenter de 125 % dans les prochaines 25 années, sachant que 400 millions d'individus vivaient sur déjà sur la côte (Dua & Esty, 1997; Hunter & Zarsky, 1998). Nous pouvons vérifier cette estimation, car, en 1995, 32,9% de la population chinoise était urbaine, et en 2013 53,2% de la population l'était, ce qui représente une augmentation de plus de 60% en 18 ans (La Banque Mondiale, Perspective Monde - Université de Sherbrooke- 2013). L'augmentation de la part de population urbaine est chaque année plus forte, ce qui laisse penser que les estimations de Dua et Esty en 1995 sont proches de la réalité. De plus, sachant que les plus grandes villes chinoises sont littorales (*i.e.* Shanghai avec 14,5 millions d'habitants, et Guangzhou (Canton) : 11,8 M.) dont 9 villes littorales dépassant les 5 millions d'habitant et incluant 7 des plus grands ports marchands mondiaux, il est facile d'admettre que le littoral représente bien le territoire le plus attractif de ce pays.

En Europe, un rapport d'Eurostat (2010) indique qu'en 2007, près de 43% des ressortissants des 22 Etats européens qui possèdent une interface avec la mer, vivent dans les régions côtières et que 38% résident dans l'une des 194 villes de plus de 100000 habitants situées à moins de 50 kilomètres du trait de côte. En France, l'augmentation démographique sur les littoraux est également très significative ; entre 1975 et 2005, la population littorale a augmenté de 19,4% contre 16,1% au niveau national, représentant un million de résidents⁹ supplémentaires en trente ans (INSEE

⁹ La population résidente ou permanente correspond à la définition de population municipale des recensements de population de l'Insee. Elle comprend les personnes ayant leur résidence habituelle sur le territoire de la commune, dans un logement ou une communauté, les personnes détenues dans

- 2005). La population littorale française, d'après le Commissariat Général au Développement Durable (2006), est estimée en 2006 à 6,1 millions de résidents soit 10 % de la population totale. Cela représente une densité de 281 hab.km⁻² (2,5 fois supérieur à la moyenne). Cette disparité littoral/intérieur ne devrait pas s'atténuer d'ici 2040 avec une population des départements littoraux qui devrait augmenter de 3,9 millions d'habitants (+ 17 %). De plus, cette croissance démographique ne devrait pas être homogène selon les façades maritimes. La population des départements littoraux de la façade Manche – mer du Nord n'augmenterait que de 4,2 % alors que la hausse serait très forte en Atlantique (+ 26, 8 %) et en Méditerranée (+ 19,3 %) (Tregouët *et al.*, 2011).

La productivité de la zone côtière est estimée à 25% de la productivité biologique mondiale, avec 90% de la pêche dans le monde (Crossland *et al.*, 2005). En terme de ressources naturelles, avec l'eau, le bois, les sols arables, l'accumulation de nutriments et de dépôt géologiques, et en termes d'attrait avec une facilité de transport, d'infrastructure ou de loisirs, on estime que la biodiversité et les services écosystémiques qui en découlent génèrent une valeur annuelle de 17 milliards de dollars US. Ces services écosystémiques représenteraient plus de 40% de la valeur mondiale (Wilson *et al.*, 2005). De plus, la valeur globale des services des herbiers marins, des estuaires et des zones humides serait 10 fois plus élevée que n'importe quel autre écosystème terrestre (Costanza *et al.*, 1997). Les estimations montrent que 40% du PIB européen dépend de l'économie maritime (Amara, 2010).

les établissements pénitentiaires de la commune, les personnes sans-abri recensées sur le territoire de la commune et les personnes résidant habituellement dans une habitation mobile recensée sur le territoire de la commune. (Source INSEE)

La forte augmentation démographique sur le littoral au cours du XX^{ème} siècle résulte de la convergence de ces phénomènes. Les échanges internationaux, la mondialisation des transports facilitée par les révolutions technologiques font du littoral un centre des processus économiques et qu'il a une position stratégique unique, amplifiée par les migrations vers les villes portuaires. La concentration des activités et la densité toujours croissante de la population humaine explique l'attrait important qu'il représente mais aussi, par analogie, il réunit l'ensemble des préoccupations économiques et écologiques auxquelles les conventions internationales précédemment citées tentent de répondre. Cette concentration augmente aussi fortement les risques de conflits entre les différents types d'utilisateurs dont il est souvent question dans les médias : (i) promoteurs/écologistes (ii) touristes/riverains (iii) industriels/aquaculteurs. L'enjeu des retombées économiques grandissantes, dans une période de crise économique mondiale, entretient et ravive les conflits.

Pour s'en convaincre, il suffit de regarder avec quelles difficultés sont créés les parcs naturels marins ou littoraux à travers le monde. Par exemple en France, avec des projets qui mettent plus de 10 ans à voir le jour tant les enjeux des différents acteurs sont conflictuels (*e.g.* initiation du projet Parc naturel marin d'Iroise en 1999 ; premier plan de gestion approuvé en 2010).

Le littoral est convoité.

C'est une région du monde qui favorise l'économie et par voie de conséquence le bien-être. Cette amélioration du niveau de vie espéré ou réel entraîne une multiplication des perturbations du fonctionnement des systèmes côtiers. Nous allons voir comment sont étudiées ces perturbations.

I.2.b. La notion de « driver »

Les pressions anthropiques, perturbations d'origine humaine directes ou indirectes sur les milieux naturels, sont associées à ce que l'on appelle des « drivers » ou « forces motrices ». Ce sont des «facteurs d'origine naturelle ou anthropique (qui) causent directement ou indirectement des changements dans un écosystème»¹⁰ (MEA, chap. 7, 2005) (Carpenter *et al.*, 2006). Ces forces motrices entraînent des bouleversements écosystémiques de l'environnement, soit par l'altération du fonctionnement d'un écosystème, soit par la rupture complète de l'équilibre de celui-ci (perturbation chronique ou ponctuelle, rupture de la résilience du système) (Nelson *et al.*, 2006). Les drivers de pressions interagissent à différentes échelles spatiales, temporelles ou organisationnelles. Ils peuvent être séparés en deux grandes catégories : les drivers directs et les drivers indirects. La principale difficulté réside dans le fait que ces drivers sont la plupart du temps facilement observables mais difficilement quantifiables. On leur associe alors souvent des indicateurs qui permettent de donner un sens, une description, une analyse ou une explication. Ils permettent d'évaluer l'intensité d'une pression au cours du temps à moindre coût (temporel et/ou financier) (Henle *et al.*, 2014 chap II).

Les changements dans les écosystèmes et les services qu'ils créent sont le plus souvent causés par de multiples drivers exerçant des pressions conjointement. Seuls les événements catastrophiques échappent à cette règle (*i.e.* éruptions volcaniques, tremblements de terre, marées noires). Les drivers fonctionnent de façon chronique

(*e.g.* croissance de la population mondiale) ou ponctuelle (*e.g.* marée noire¹¹) avec des effets à court et long terme.

Les drivers entraînent également une vulnérabilité et/ou une altération du paysage. Dans le cadre d'un processus de protection et de préservation des espaces côtiers, les drivers jouent un rôle primordial. Ces forces motrices sont considérées comme des évolutions structurelles (économiques et sociales) extérieures au système mais influençant celui-ci dans ses évolutions dynamiques (Balestrat *et al.*, 2010).

Ils sont généralement séparés en deux catégories. Un facteur direct influence assurément les processus ayant cours dans les écosystèmes. Un facteur indirect fonctionne de façon plus diffuse en modifiant un ou plusieurs facteurs directs. Les drivers appartenant à des catégories autres que physiques et biologiques sont de fait considérés comme indirects (Nelson *et al.*, 2006).

¹¹ Une des plus grandes marées noires à ce jour est celle de l'Amoco Cadiz et son échouage à 5km des côtes de Bretagne en France le 16 mars 1978 qui déversa près de 220 000 tonnes d'hydrocarbure. La catastrophe se déroula en moins d'une journée.

1) *Les drivers directs*

Les drivers directs sont, par définition, des facteurs qui ont un impact immédiat sur les écosystèmes. Les facteurs directs sont principalement des processus physiques, biologiques ou chimiques qui ont tendance à directement influencer des changements dans les écosystèmes (Carr *et al.*, 2007; Svarstad *et al.*, 2008).

Pour illustrer cette définition, nous présenterons succinctement trois principaux drivers anthropiques directs retrouvés dans la littérature :

- **Le changement climatique**

C'est un des drivers directs les plus préoccupants de ces dernières années, car son existence, ses effets et surtout ses causes ont été longtemps récusés. Il s'agit de l'élévation moyenne de la température observée dans une région donnée. La température moyenne comprend aussi tous les éléments que l'on associe généralement au climat, comme les précipitations. À long terme, la rapidité et l'ampleur des changements climatiques ont et auront de nombreuses conséquences sur les écosystèmes ainsi que sur les activités humaines à l'échelle mondiale et particulièrement dans les régions où l'élévation terrestre est faible (*i.e.* la côte) (Massu & Landmann, 2011).

Les périodes chaudes ou froides à l'échelle planétaire ont alterné dans l'histoire (Saltzman, 2002; T. F. Stocker, 2013) mais nombre de recherches récentes ont démontré que les activités humaines (*e.g.* principalement les émissions de dioxyde de carbone) étaient elles-mêmes en grande partie responsables de l'augmentation des gaz à effet de serre qui perturbent le climat (Vitousek *et al.*, 1997; Cox *et al.*, 2000; Hughes,

2000; Walther *et al.*, 2002; Hughes *et al.*, 2003). Selon Météo- France, on constate que la température moyenne à la surface de la terre a augmenté d'environ « +0,74°C au cours des 100 dernières années et de +0,13°C par décennie ». La température de l'air augmente plus rapidement que la température des océans « environ +0,04°C pour l'océan Atlantique dans son ensemble, depuis 1960 » (CGDD, 2011). La température moyenne de surface devrait augmenter de 1,4 à 4,5°C entre 1990 et 2100 (Houghton *et al.*, 2001).

Le réchauffement planétaire est un paramètre indispensable à prendre en compte pour la gestion du littoral. Comme nous l'avons vu, ces milieux sont fortement soumis aux aléas climatiques et à des risques potentiels liés à la submersion, aux tsunamis, à l'érosion. Le GIEC (Groupe d'experts Intergouvernemental sur l'Évolution du Climat, institué en 1988 par l'ONU) affirme que le changement climatique va « sensiblement amplifier ce potentiel de risque ». La montée des eaux, l'augmentation des températures ou encore la modification des courants marins induisent une vulnérabilité de plus en plus forte des littoraux (submersion, recul du trait de côte...) ainsi qu'une fragilisation des écosystèmes côtiers (perte de territoire, remplacement des espèces endémiques). Le changement climatique influe donc directement sur les littoraux puisque le réchauffement constaté contribue, d'après les spécialistes en analyse de données satellitaires altimétriques, pour environ 30% de la montée du niveau des mers (60% de cette élévation étant due à la fonte des glaces continentales et 10% à l'écoulement des eaux continentales vers les océans).

Les effets pour les humains et leurs environnements sont ainsi multiples : submersions marines, érosion, accrétion, acidification de l'océan, modification des communautés biotiques, invasions biologiques, toxicité algales accrues, risques sanitaires, pénurie en ressources, épidémies (Hughes, 2000; Vörösmarty et al., 2000, 2010; Walther et al., 2002; Patz et al., 2005; Barnett & Adger, 2007; Spohr, 2011). Thomas et al. (2004) estiment qu'en plus d'un changement rapide de la distribution et de l'abondance des espèces, le changement climatique serait responsable de l'extinction de 15 à 37% de certains taxons d'ici 2050 (Figure 6).

Ces risques seront exacerbés sur les littoraux où l'influence marine, et par voie de conséquence le réchauffement climatique, sont les plus forts. Le changement climatique affectera aussi les aires de répartition des espèces (Araujo & Rahbek, 2006) et les habitats intertidaux seront encore plus vulnérables (*i.e.* Élévation du niveau de la mer ; Galbraith *et al.*, 2002; Harley *et al.*, 2006). Le rapport de la NOAA précise que la température moyenne terrestre et des eaux de surface a atteint un nouveau record mondial en 2014. Cette compilation de plus de 413 études scientifiques estime que le réchauffement global devient incoercible après cette année extraordinairement chaude (Blunden & Arndt, 2015).

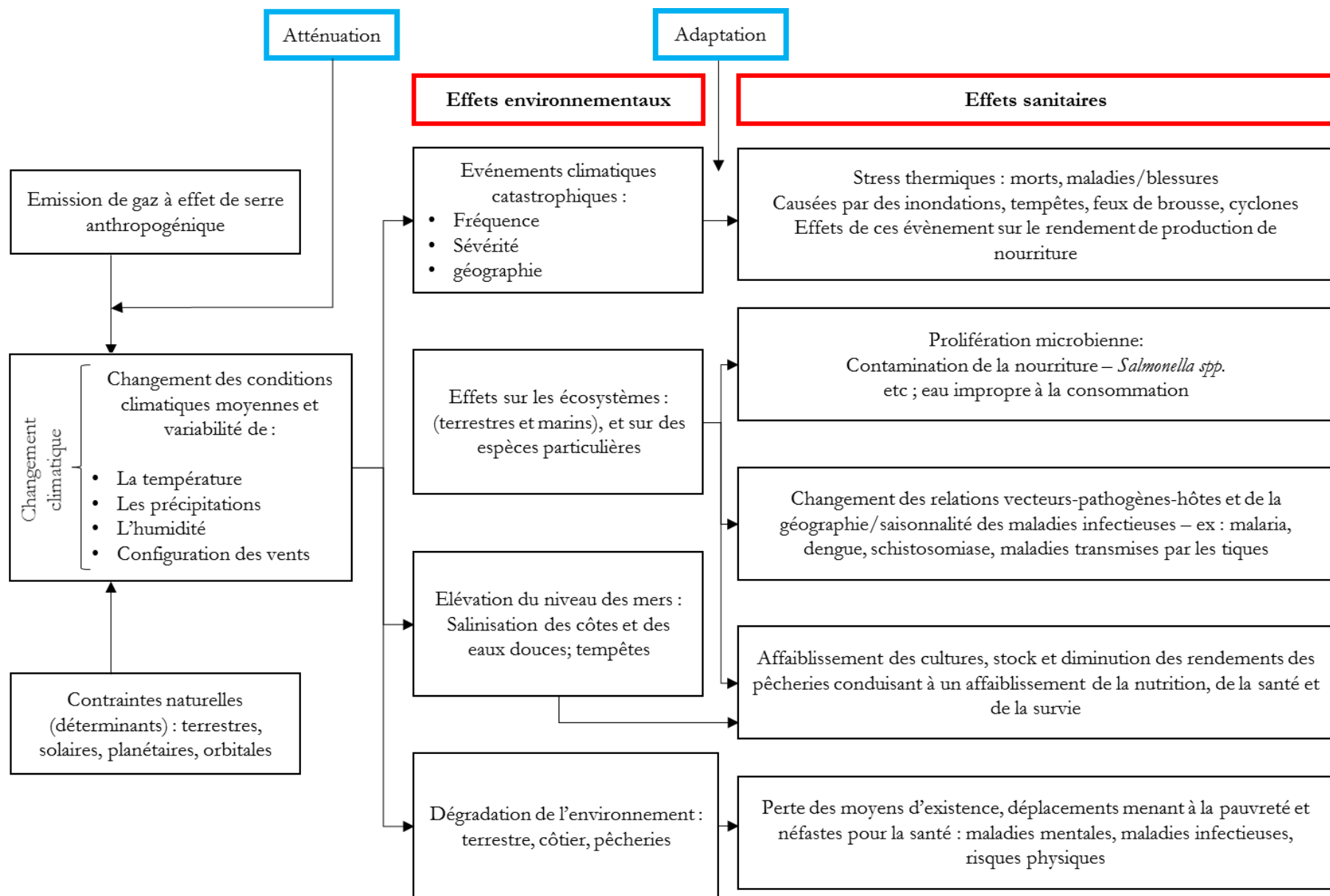


Figure 6. Schéma des voies principales par lesquelles le changement climatique affecte la santé des populations. Une atténuation fait référence à une vraie prévention primaire (réduire les émissions de gaz à effet de serre). L'adaptation (prévention secondaire) implique des interventions visant à réduire les effets néfastes sur la santé. Fondé et traduit d'après McMichael *et al.* (2006).

• **La pollution**

Le Ministère de l'écologie définit la pollution comme « l'introduction directe ou indirecte, par l'activité humaine, de substances, préparations, de chaleur ou de bruits dans l'environnement, susceptibles de contribuer ou de causer : un danger pour la santé de l'homme ; des détériorations aux ressources biologiques, aux écosystèmes ou aux biens matériels ; une entrave à un usage légitime de l'environnement »¹². C'est un driver direct complexe à analyser tant il a d'aspects, d'origines et d'impacts variés. Selon le Commissariat Général au Développement Durable (mai 2011), la pollution des littoraux résulterait des « rejets d'origine naturelle ou anthropique arrivant en mer par les fleuves, l'air, le drainage des territoires littoraux ou par les rejets directs en mer (navires et émissaires de rejet en mer) ». Il existe deux types de polluants (naturel ou synthétique) et trois types de pollutions (physique, chimique et microbiologique).

Le Programme des Nations Unies pour l'Environnement (UNEP), affirme que « plus de 80 % de la pollution des mers proviennent de la terre via les fleuves ou par ruissellement et déversement à partir des zones côtières ». Les 20% restants sont attribués aux activités en mer, telles que les rejets d'hydrocarbures qui représentent environ 6 millions de tonnes par an déversées dans les eaux marines, les nettoyages sauvages des soutes ou encore les pertes accidentelles de cargaison. Les matières en suspension ou encore les macro-déchets représentent un danger pour les littoraux et

¹² La définition de la World Health Organization est la suivante : « L'introduction par l'Homme, directement ou indirectement, de substances ou d'énergie dans le milieu marin, y compris les estuaires, qui entraîne ou est susceptible d'entraîner des effets nuisibles tels que des dommages aux ressources biologiques et à la vie marine, des risques pour la santé humaine, une entrave aux activités marines, y compris la pêche et les autres utilisations légitimes de la mer, une altération de la qualité pour l'utilisation de l'eau de mer et la réduction des aménités. »

constituent un facteur de pollution très important. En effet, 10% des 260 millions de tonnes de matières plastiques produites par an se retrouvent dans les océans, ce qui a un impact direct sur les écosystèmes marins (Derraik, 2002; Angelidis & Kamizoulis, 2005; Vikas & Dwarakish, 2015). Il semble important de distinguer les pollutions littorales induites par les activités industrielles. Pour tenter de gérer au mieux les impacts de la pollution industrielle, un arsenal de cadres juridiques et autres normes européennes a été mis en place afin de contrôler et de limiter la pollution. L'industrialisation des années 1960-1970 a débouché sur la création de zones industrielles portuaires ; or, vers le milieu des années 1970, le système juridique concernant les littoraux a beaucoup évolué, allant vers plus de protection avec notamment la création en France du Conservatoire du Littoral de 1975 et la Loi sur le Littoral de 1986. De plus, le Livre bleu du Grenelle de la Mer, dans lequel on retrouve une liste de 137 engagements pour une meilleure gestion et préservation de l'environnement maritime, recommande de « réduire les rejets des navires (gaz d'échappement, carburant, déchets, cargaison, ballast) avec un objectif de zéro rejet, ainsi que les pollutions d'origine terrestre (nitrates et phosphates), avec un objectif de zéro rejet urbain non traité en 2030 ».

Ces instruments légaux permettent aujourd'hui de mieux contrôler l'installation d'industries sur les littoraux ; pourtant, chaque année le constat est le même, les côtes restent sujettes à la pollution et cela a de nombreuses répercussions sur l'environnement littoral (Amara, 2011; Vikas & Dwarakish, 2015).

- **Les invasions biologiques**

Les habitats marins et côtiers sont peuplés de différentes espèces d'animaux, de plantes et de micro-organismes qui ont évolué séparément, isolés par des frontières naturelles. Ces espèces sont dites indigènes lorsqu'elles sont présentes naturellement dans plusieurs aires géographiques restreintes ; elles sont dites endémiques lorsqu'elles sont présentes dans une seule aire géographique. A l'inverse une espèce dite introduite est une espèce qui n'est pas naturellement originaire de cette aire géographique mais qui a été apportée par d'autres vecteurs, le plus souvent humains. Selon les définitions et les revues scientifiques, on considère les espèces introduites comme invasives (qu'elles soient nuisibles et perturbent le système, ou non) du moment où ladite espèce prolifère massivement dans le nouvel habitat. C'est un driver relativement peu étudié dans la littérature scientifique actuelle, pourtant les invasions biologiques sont considérées comme la deuxième cause d'appauvrissement de la biodiversité, juste après la destruction et la fragmentation des habitats (Bax *et al.*, 2003; Molnar *et al.*, 2008).

Les invasions biologiques signifient l'introduction d'organismes étrangers dans les écosystèmes hors de l'aire de répartition naturelle ; ces taxons peuvent remplacer les espèces originelles, modifier la structure de la communauté et donc la chaîne trophique et les richesses fonctionnelles de l'écosystème (Lowe *et al.*, 2000 ; Morand, 2004). Il faut spécifier qu'une espèce introduite n'est pas nécessairement envahissante car en effet les espèces sont dites « invasives » lorsque leurs populations voient leur nombre d'individus fortement augmenter et qu'elles étendent leur aire de répartition. Le phénomène d'invasion est naturel mais fortement amplifié par les activités humaines. Les invasions biologiques peuvent être volontaires, notamment par l'aquaculture, mais surtout via le transport maritime. (Molnar *et al.*, 2008). En effet, 12

milliards de tonnes d'eau sont transportées chaque année sur la planète. Les experts estiment que 7000 espèces sont ainsi déplacées par jour dans les eaux de ballast des bateaux de commerce. Une étude réalisée sur les eaux de ballast de 186 bateaux en mer du Nord a permis d'identifier 257 espèces (allant des foraminifères aux poissons) et dont 57 % des espèces n'étaient pas natives de la mer du Nord (Gollasch, 2006).

Les invasions biologiques peuvent également être involontaires. Les changements climatiques modifient les écosystèmes marins, par exemple ; l'augmentation de la température des eaux océaniques favorise le déplacement et l'implantation durable d'espèces exotiques au détriment d'espèces locales (*e.g.* Espèces lessepsiennes en mer Méditerranée, (Zenetos *et al.*, 2005)). Par exemple, en 15 ans, l'algue verte *Caulerpa taxifolia* a colonisé 97% de la surface disponible entre Toulon et Gênes depuis un départ de Monaco. A l'époque les prévisions les plus défavorables considéraient qu'elle devrait coloniser l'ensemble de la Méditerranée à terme (Meinesz, 1999), perturbant l'ensemble des réseaux trophiques et menaçant les pêcheries locales¹³.

Les invasions biologiques constituent un bouleversement pour les écosystèmes et la combinaison des facteurs anthropiques et climatiques favorise les intrusions. Mais elles constituent aussi un bouleversement majeur dans les économies locales. Par exemple, selon le rapport « Harmful Non-Indigenous Species in the United States » de l'Office of Technology Assessment of the U.S. Congress (1993), on estime que les espèces invasives néfastes auraient coûté entre 97 et 137 milliards de dollars aux Etats-Unis en l'espace de 85 ans (1906-1991) dans des domaines comme l'agriculture,

¹³ Depuis l'algue « tueuse », *caulerpa taxifolia*, a largement régressé par rapport à son invasion initiale en mer Méditerranée pour des raisons encore largement inconnues (hiver rude et long, déclin génétique, appauvrissement du sol, maladies, reproduction asexuée).

l'aquaculture, les pêcheries et autres usages (qualité de l'eau, constructions et zones naturelles). Une étude plus récente estime que les espèces invasives coûtent 120 milliards de dollars par an aux Etats-Unis (Pimentel *et al.*, 2005). Sur les 50 000 espèces invasives aux Etats-Unis, seule une très petite fraction de ces espèces (~100) serait responsable des coûts économiques. Avec en tête de liste, les adventices (les « mauvaises herbes »), introduites dans les ballasts des bateaux avec les récoltes ou graines importées, qui seraient responsables d'un surcoût à la production ou à la lutte de 27 milliards de dollars par an. Cette force motrice nécessite une attention encore plus particulière car l'augmentation du trafic maritime tend à accroître chaque année ces risques d'invasions (Tournadre, 2014).

Dans cette introduction nous ne faisons pas la liste exhaustive de tous les drivers directs sur l'environnement mais il nous faut évoquer le sujet de la conversion des sols pour l'usage humain ou l'exploitation. En effet, la conversion des sols est un phénomène d'amplitude mondiale (agriculture, déforestation, urbanisation, *e.g.* Phuc *et al.*, 2014). La déforestation, principale forme de conversion du siècle dernier, serait en décroissance (Hansen *et al.*, 2013). Il est estimé que la surface totale des forêts mondiale aurait diminué de 40% durant la période industrielle (Millennium Ecosystem Assessment, 2005).

2) *Les drivers indirects*

Les drivers indirects sont des facteurs qui opèrent de manière plus diffuse que les drivers directs, souvent en altérant l'un des facteurs directs (Nelson *et al.*, 2005). Nous avons choisi de présenter deux catégories des principales forces motrices indirectes : les drivers démographiques et les drivers économiques.

• **Les drivers démographiques**

Comme nous l'avons déjà évoqué, l'attrait du territoire littoral engendre une migration humaine vers les côtes. La répartition de la population ou encore les migrations sont autant d'éléments qui permettent de comprendre les pressions engendrées par l'anthropisation des littoraux. L'anthropisation des littoraux induit des dégradations sur l'environnement côtier car elle suppose l'utilisation des ressources, des terres, une consommation d'énergie, une production de déchets et d'autres pollutions (Miller, 1993; Crossland *et al.*, 2005; Halpern *et al.*, 2008).

Il est estimé que les humains ont modifié et exploité plus de 70% des habitats naturels dans les régions habitables de la planète (Suchanek, 1994). Chaque année près de 0,5% à 1,5% des territoires naturels encore sauvages sur la planète seraient perdus (Balmford *et al.*, 2003).

La croissance urbaine est un des principaux facteurs de dégradation marine (Suchanek, 1994; Gray, 1997; Wolff, 2000) et côtière (Suchanek, 1994; Kennish, 2002; Knottnerus, 2005; Lotze *et al.*, 2006; Lotze, 2010). Le contexte mondial de forte densité humaine sur le littoral est vérifié sur de nombreuses côtes européennes et ce phénomène est loin de s'enrayer car on constate plutôt une accélération continue et rapide de l'aménagement de l'espace littoral, essentiellement provoquée par les

secteurs résidentiel, récréatif et touristique (Airoldi & Beck, 2007). En Europe, les densités de population des régions littorales sont en moyenne 10 % supérieures à celles de l'intérieur des terres. Cependant, dans certains pays, ce chiffre peut s'élever à 50 % (Eurostat, 2010). Dans de nombreuses régions, la population côtière correspond au moins à cinq fois la densité moyenne en Europe (Collet, 2010a). D'après un rapport de l'Agence Européenne pour l'Environnement (AEE) datant de 2010, on apprend qu'environ « deux tiers des zones humides européennes, littorales pour la plupart, ont disparu depuis le début du XX^{ème} siècle ». La disparition de ces zones humides s'est faite au profit de territoires artificiellement aménagés ; cela concerne par exemple 50% de la côte méditerranéenne (Coleman *et al.*, 2008; European Environment Agency, 2010). Les superficies artificielles (routes et zones d'habitats en premier lieu) dans les zones côtières ont augmenté dans la plupart des pays européens entraînant une perte de 50 à 80 % de la surface des zones humides et herbiers marins (Hartig *et al.*, 1997; Airoldi & Beck, 2007). Les pays ayant connu le développement le plus rapide sont le Portugal (34 % d'augmentation en 10 ans), l'Irlande (27 %), l'Espagne (18 %), suivis par la France, l'Italie et la Grèce ». L'Observatoire du littoral complète ces données : « Les surfaces artificielles se sont étendues de 190 km² par an entre 1990 et 2000. Le passage de l'état naturel des sols à l'urbanisation et au développement d'infrastructures étant irréversible, ces évolutions constituent l'une des principales menaces envers les zones côtières. Soixante et un pourcent de l'occupation de l'espace par des surfaces artificielles sont consacrés à l'habitation, aux services et aux loisirs ».

• **Les drivers économiques**

Les facteurs économiques ayant une influence sur la biodiversité du littoral concernent les données liées à l'industrie, au tourisme, à la production de biens et de services (*e.g.* Abegg *et al.*, 2006). L'augmentation des échanges internationaux et l'évolution des modes de consommation grâce notamment à la mondialisation, affecte et modifie les écosystèmes de manière indirecte car elle suppose l'implantation d'industries, notamment les sites industrialo-portuaires, ou encore d'entreprises capables de répondre aux besoins de la population (de consommation, d'emploi, de loisirs). Le phénomène de littoralisation implique en toute logique une multiplication de ces entreprises sur les littoraux.

De plus, la baisse des coûts des transports, l'augmentation du temps de loisirs et des infrastructures touristiques ont facilité l'expansion du tourisme sur les littoraux. Le tourisme est une source de pollution, d'artificialisation des terres importantes et de très forte consommation, ce qui accentue davantage la dégradation des zones côtières et la perte d'habitat (Var, 1993; Sun & Walsh, 1998; Bolliger *et al.*, 2007). Les littoraux sont des milieux où la biodiversité est riche, argument très attractif pour les activités de tourisme, ce qui les fragilise d'autant plus que ces pratiques sont très consommatrices d'espace et d'énergie et sont d'importants facteurs de pollution.

Les données EUROSTAT nous informent que « dans l'Union Européenne, il y avait environ 28,1 millions de lits dans les hôtels, campings et autres hébergements touristiques collectifs en 2009, dont près des trois cinquièmes étaient dans les régions côtières ». D'autres facteurs économiques, tels que les activités industrielles ou l'agriculture, sont également producteurs d'effets néfastes sur l'environnement littoral.

Pourtant les terres agricoles françaises ont vu leur proportion diminuer de manière significative ces dernières décennies, Le Commissariat Général au Développement Durable indique que, pour le cas français « la surface agricole utile (SAU) des exploitations agricoles des communes littorales métropolitaines a pourtant diminué de plus de 20 % entre 1970 et 2006. Cela représente une perte de 170 700 ha, soit 7,5 % de la superficie des communes littorales ». Ces pertes de surfaces agricoles peuvent créer des problèmes écologiques, car comme le dit l'article 1 de la loi Littoral de 1986, « le maintien de l'agriculture y est essentiel. Il permet de maintenir des coupures d'urbanisation et l'équilibre entre les multiples usages du territoire ». On voit ici le paradoxe et les problèmes que posent les activités agricoles sur le littoral, parfois utiles pour éviter le mitage des côtes, parfois problématiques parce que sources de pollutions. Globalement, les drivers indirects sont à l'origine d'un changement dans l'utilisation des sols, ce qui perturbe fortement l'environnement des côtes.

L'INSEE affirme que « les changements d'occupation du sol ont été importants dans les communes littorales entre 2000 et 2006. Ils ont affecté 1,75 % du territoire, soit près de 40 000 ha, contre 0,67 % en métropole. La pression de changement a donc été 2,5 fois plus forte en bord de mer ». L'artificialisation des terres s'est opérée principalement sur les zones agricoles. Les activités industrielles, les zones de loisirs, les nouveaux logements, les réseaux de transport empiètent sur les terres agricoles. Les drivers indirects causent davantage de dégâts sur les littoraux que dans le reste du territoire car ils sont plus nombreux à se partager un espace plus restreint.

Nous avons dans cette première partie, identifié les différents drivers anthropiques que l'on retrouve le plus souvent dans la littérature et qui ont un impact direct ou indirect sur l'environnement littoral. Comme nous avons pu le remarquer, ces facteurs ne sont pas directement mesurables, ce qui rend difficile l'évaluation des

besoins pour la gestion et la protection des littoraux. C'est pourquoi, associés à ces drivers, un certain nombre d'indicateurs permettent d'évaluer précisément les impacts anthropiques sur les littoraux.

Les drivers indirects peuvent être de nature politique, d'influence culturelle et religieuse ; ils peuvent inclure les résultats de la recherche scientifique et la diffusion des nouvelles technologies. La Figure 7 montre l'ensemble des drivers humains pouvant être pris en compte pour identifier les forces motrices entraînant un changement de l'environnement.

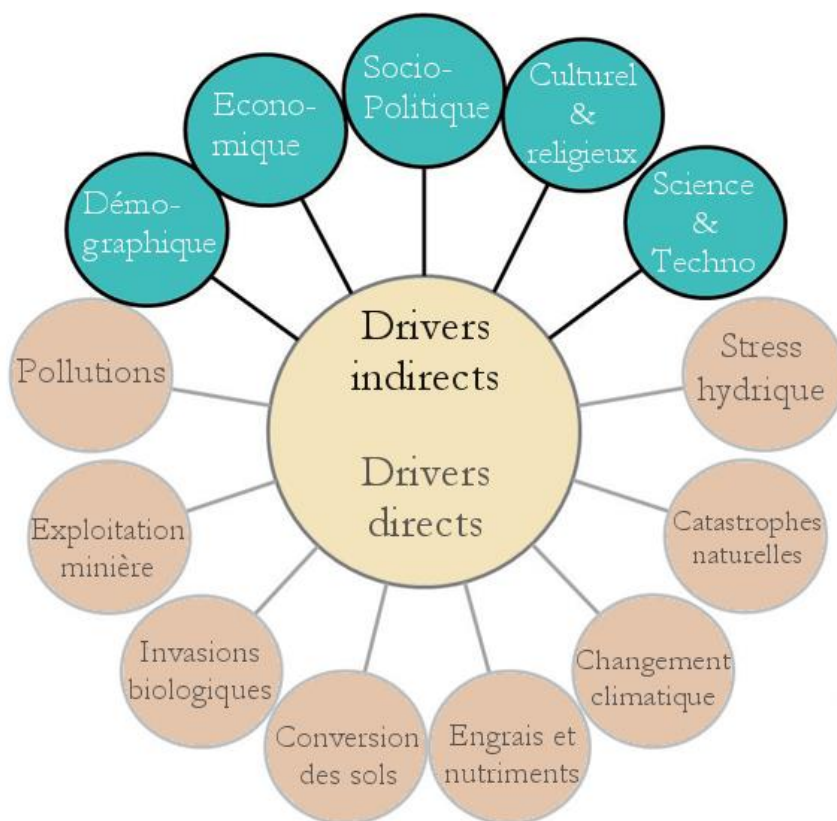


Figure 7. Exemples de drivers directs et indirects recensés dans la littérature. Traduite à partir de *Scaling in Ecology and Biodiversity Conservation*. (Nelson *et al.*, 2006; Tzanopoulos *et al.*, 2013; Henle *et al.*, 2014).

I.2.c. Indicateur et modèle DPSIR

Un indicateur est un outil d'analyse, d'information, de communication et d'incitation. Les indicateurs permettent de quantifier l'information dont on suit l'évolution pour comparer des objets différents dans l'espace et dans le temps, de déceler des grandes tendances, de déterminer des axes, des modèles et des priorités politiques, et enfin de coordonner et mettre en pratique des plans d'actions et mesurer le niveau de performance de ceux-ci (Henle *et al.*, 2014). Un indicateur favorise l'identification, la compréhension de l'objet observé, sa fonction et sa composition. Grâce aux indicateurs, on peut évaluer la diffusion d'un phénomène ayant un impact sur l'environnement, car ils quantifient précisément les données. Dans des situations incertaines, les indicateurs permettent de faire des choix, de préciser des situations car ils décomposent les phénomènes géographiques ; l'indicateur « classe l'espace géographique » (Maby, 2004).

Toutefois, il semble important de préciser que les indicateurs géographiques n'apportent une information utile aux décideurs que s'ils sont comparés dans le temps aux données de ce même indicateur. On observe ainsi les différences de résultats et cela permet d'évaluer plus efficacement les évolutions de l'objet étudié. On distingue plusieurs types d'indicateurs :

- les indicateurs spatiaux (qui définissent géographiquement la position de l'objet étudié)
- les indicateurs écologiques / environnementaux (qui permettent de diagnostiquer la cause d'un problème lié à l'environnement)
- les indicateurs socio-économiques (qui permettent de comprendre les drivers indirects)
- les indicateurs morphologiques (qui permettent de comprendre l'évolution des surfaces)

Pour la conservation ou la mise en protection d'espaces ayant un intérêt écologique, les indicateurs spatiaux sont des outils indispensables pour savoir où sont localisés (dans le cadre de nos recherches) les espaces les plus touchés par les forces motrices précédemment citées. Par exemple, pour le driver pollution, c'est la combinaison de plusieurs indices qui permet de localiser les zones les plus polluées.

Les prélèvements jouent un rôle important également dans la création d'indice. Ainsi, on peut connaître le taux de matières en suspension, de déchets ou encore connaître les communes littorales dotées de systèmes de traitement des eaux usées, de recyclage afin de connaître la répartition spatiale des espaces les plus touchés et endommagés par cette pollution. Les indicateurs écologiques permettent aux scientifiques de comprendre les paramètres qui ont conduit à une dégradation de la biodiversité ou de l'environnement (Balestrat *et al.*, 2010). Prenons en exemple la mesure du driver lié au changement climatique : nous pouvons utiliser les données indiquant le taux d'acidité de l'eau, le taux d'eutrophisation¹⁴, la fréquence des événements climatiques particuliers, comme les tempêtes ou encore le taux d'émission de gaz à effet de serre dans l'atmosphère.

L'un des indicateurs écologiques les plus fréquemment cités dans la littérature sur le littoral est l'observation de la montée du niveau des eaux. Les équipes de la Commission Oskar prévoient une montée du niveau des eaux « entre 0,18 et 0,59m en 2100 principalement due au changement climatique. Il existe une forte incertitude

¹⁴ D'après la Convention OSPAR (instrument légal actuel qui guide la coopération internationale pour la protection du milieu marin de l'Atlantique du Nord-Est. Les travaux de la Convention sont gérés par la Commission OSPAR, composée de représentants des gouvernements des 15 Parties contractantes et la Commission européenne, représentant l'Union européenne.), l'eutrophisation est « un excès de nutriments introduits dans la mer par les activités humaines peuvent perturber cet équilibre et conduire à une croissance accélérée des algues, conduisant à des effets néfastes sur la qualité de l'eau et de l'écologie marine ».

sur la gamme supérieure de ces projections en raison des processus liés à la calotte glaciaire. Une hausse de 2m en un siècle ne peut être écartée» (OSPAR Commission, 2010). A travers cet exemple, on observe que les indicateurs permettent d'évaluer un phénomène mais ils peuvent également faciliter les prévisions futures. Pour la mise en protection de zones jugées en danger écologique, de nombreux indicateurs sont mis à la disposition des scientifiques. Par exemple, pour vérifier que la protection d'un espace est justifiée, on peut mesurer le nombre d'espèces inscrites sur la liste rouge de l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature¹⁵ par type d'habitat, et regarder l'évolution de ce nombre au cours du temps pour analyser l'efficacité des actions menées pour la protection de la biodiversité. La mesure des dynamiques démographiques est fondamentale pour la gestion des risques sur les littoraux. Les indicateurs socio-économiques et morphologiques font partie des indicateurs les plus souvent utilisés par les gestionnaires de l'environnement.

Connaître l'évolution du taux des surfaces bâties permet de faire un parallèle avec le taux des surfaces naturelles, ou encore des espaces protégés. Ce sont les variations et la mise en commun de plusieurs indicateurs qui permettent de comprendre une situation donnée et son évolution, ce qui facilite l'intervention des instances compétentes. Par exemple, pour connaître le taux d'artificialisation d'un espace, une étude a été menée en France par le service de statistiques de l'Observatoire National du Littoral et de la Mer. Ainsi, deux indicateurs ont été sélectionnés : l'occupation du

¹⁵ L'UICN fondée en 1948, est la principale ONG mondiale pour la protection de la Nature, elle réunit plusieurs États et agences gouvernementales, plus de 1 000 ONG et plus de 11 000 experts et de scientifiques de plus de 160 pays. La liste rouge, créée en 1963, constitue un des inventaires mondiaux qui est le plus complet de l'état de conservation global des espèces animales et végétales. La liste se présente sous la forme d'une base de données en ligne régulièrement actualisée, exposant la situation de plus de 65 000 espèces sur les 1,8 millions d'espèces connues à ce jour.

sol sur le littoral en fonction de la distance à la mer en 2006 et son artificialisation depuis 2000. L'objectif était de savoir comment le territoire avait évolué, de savoir si l'artificialisation du territoire se produit davantage en bord de mer ou si elle a tendance à se développer dans l'arrière-pays, mais aussi de différencier les situations sur les différentes façades littorales.

La plus grande difficulté dans l'utilisation des indicateurs est leur nombre. Il faut parfois même l'interaction de plusieurs indicateurs pour ne faire ressortir qu'une seule information. Concernant le littoral et sa gestion durable, des chercheurs se sont mobilisés afin de pouvoir créer un ensemble d'indicateurs performants. C'est pourquoi un groupe de travail sur les indicateurs et les données (WG-ID), composé d'experts de la Gestion Intégrée des Zones Côtières (GIZC) fixée par la commission européenne, a lancé en 2004 le projet DEDUCE (2004-2007) (DEveloppement DURable des Côtes Européennes), il s'agit « d'un projet transnational ayant pour but d'évaluer l'utilité des indicateurs pour une prise de décision optimale en suivant les recommandations de l'Union Européenne sur la GIZC. » Il en ressort 27 indicateurs ayant démontré leur pertinence.

Comprendre les facteurs qui causent les changements environnementaux est essentiel car les adaptations et les interventions pourront avoir des résultats positifs en minimisant les impacts négatifs ou au contraire les amplifier. Une des étapes fondamentales pour l'analyse de systèmes socio-écologiques est l'identification des drivers de changement qui détermineront le statut des écosystèmes et la résilience de ceux-ci (Folke *et al.*, 2007).

Pour faciliter cette compréhension, des cadres systématiques ont été créés pour organiser une recherche pertinente pour les politiques publiques. L'Organisation de

Coopération et de Développement Économiques (OCDE) met en place le modèle Etat-Pressions-Réponses en 1993, modifié en 1999 par l'Agence Européenne pour l'Environnement, en modèle DPSIR (Drivers, Pressions, État/State, Impacts, Réponses) (Figure 8). Ces modèles conçoivent les activités humaines comme des sources de pressions sur le milieu naturel. Les cinq éléments qui le composent, sont reliés par des liens de causalité : des *drivers* provoquent une pression sur l'environnement, ce qui se traduit par une modification de l'état général de l'environnement pouvant avoir un impact sur l'Homme ou la biodiversité. L'impact, en fonction de la gravité, va sensibiliser et faire répondre la société civile.

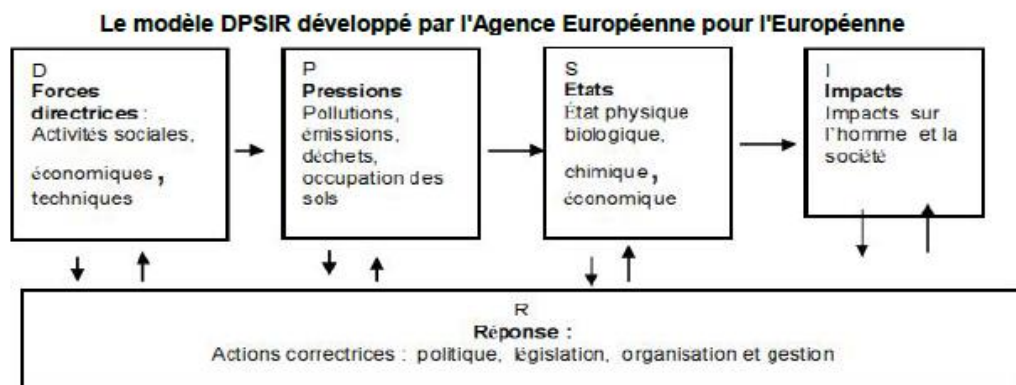


Figure 8. Le modèle DPSIR. (EEA, 2002)

Les "réponses", regroupent l'ensemble des instruments politiques mis en œuvre pour assurer la protection de manière intégrée. L'interaction des *drivers* avec des indicateurs permet de comprendre un espace, son évolution actuelle et d'envisager le futur, de différencier des espaces considérés comme semblables. Les indicateurs sont multiples et il faut parfois en combiner plusieurs pour obtenir un résultat satisfaisant. De nombreuses études sont alors menées pour faciliter l'utilisation des indicateurs, avec par exemple, la création de modèles. Grâce à ces outils, nous pouvons analyser, répertorier et comprendre les impacts auxquels sont soumis les littoraux.

Le modèle DPSIR soulève donc le problème des impacts. Les impacts sur les écosystèmes sont nombreux, fluctuants et interagissent entre eux. Nous proposons

un descriptif des principales problématiques liées aux impacts anthropiques retrouvés dans la littérature. Nous n'aborderons pas pour le moment les interactions entre les impacts.

I.2.d. Les impacts sur la biodiversité littorale

La multiplication des activités sur le ruban littoral, étroit sur le plan géographique, entraîne et amplifie les nuisances (Bavoux, 1998). Le littoral suscite sur sa frange marine comme sur sa frange terrestre des activités liées aux franges respectives mais également l'émergence d'activités liées à cette position d'interface (Connolly *et al.*, 2001).

Selon Wathern (1990), un impact environnemental est un «effet d'une action forte et brutale, pendant un temps donné et sur un espace défini, d'une activité humaine sur une composante de l'environnement pris dans son sens large (c'est à dire, englobant les aspects biophysiques et humains)».

La littoralisation a de fortes conséquences sur les écosystèmes littoraux : La biodiversité décline face aux perturbations humaines constantes (Myers *et al.*, 2000; Abuodha & Woodroffe, 2006; Stork, 2010). La biodiversité représente la quantité, la qualité et la variabilité au sein des organismes vivants d'une même espèce (diversité génétique), d'espèces différentes ou communautés (diversité spécifique) ou d'écosystèmes différents (diversité fonctionnelle). Face à des pressions (naturelles ou anthropiques), la perte de diversité génétique affaiblit la capacité d'une espèce à s'adapter ; la perte de la diversité des espèces affaiblit la capacité d'une communauté biologique à s'adapter et à récupérer d'une perturbation (résilience) ; la perte de diversité fonctionnelle affaiblit la capacité d'un écosystème à s'adapter, limite ses services écosystémiques rendus ; la perte de diversité des écosystèmes affaiblit la capacité de la biosphère tout entière à s'adapter et limite ses bienfaits (*e.g.* qualité de l'air, purification de l'eau, bioremédiation, pollinisation, prévention de l'érosion).

(Dunne *et al.*, 2002; Naeem, 2002; Duffy, 2003; Díaz *et al.*, 2006; Stokstad, 2006; Worm *et al.*, 2006; Murawski *et al.*, 2007; Cardinale *et al.*, 2012). La Figure 9 présente un diagramme synthétique qui connecte des drivers de pressions humaines avec effets sur la biodiversité et les interactions rétrocontrôlées qu'elles induisent.

La concentration des activités économiques dans les zones côtières engendre nombres de menaces sur le plan écologique qu'il est nécessaire de comprendre dans un objectif de gestion (Sala *et al.*, 2000; Eken *et al.*, 2004; Cicin-Sain & Belfiore, 2005; McLeod *et al.*, 2009). On estime que les activités humaines en général sont responsables du déclin de la diversité biologique mondiale. L'expression « 6^{ème} crise d'extinction massive » fait référence à un contexte où les impacts humains augmentent les taux d'extinction¹⁶ de 100 à 10000 fois par rapport au taux normal selon les auteurs (Smith *et al.*, 1993; Reaka-Kudla *et al.*, 1996; Lovejoy, 1997; Pimm & Raven, 2000; Balmford *et al.*, 2005; Stork, 2010).

¹⁶ Une espèce dite « éteinte » est selon l'IUCN une espèce dont un individu n'a pas été aperçu depuis au moins 50 ans.

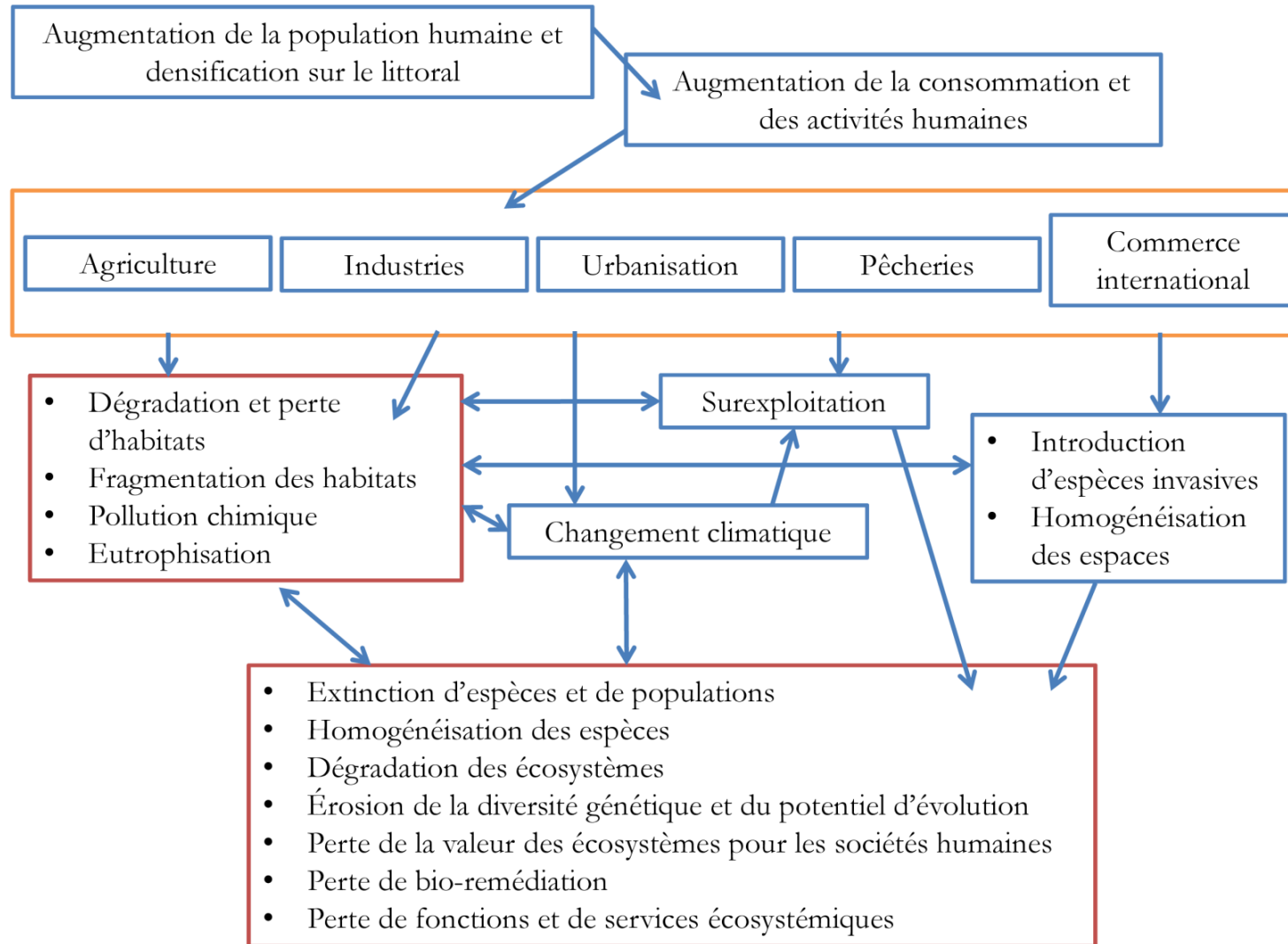


Figure 9. Principales perturbations anthropiques ayant une incidence sur la biodiversité. (Groom *et al.*, 2006; Amara, 2010)

Dans l'environnement côtier, les activités humaines s'intensifient (Crain *et al.*, 2009; Defeo *et al.*, 2009; Agardy *et al.*, 2011) et les pressions liées à ces activités ont d'importants effets sur les écosystèmes (Halpern *et al.*, 2008; Ban *et al.*, 2010; Micheli *et al.*, 2013) : destruction d'habitats, appauvrissement de stock de poisson, pollution (Halpern *et al.*, 2008; Olsen *et al.*, 2009; Micheli *et al.*, 2013). Bien que certaines pressions soient globales, les pressions locales sont responsables de nombreux changements écosystémiques (Wilbanks & Kates, 1999; Sala *et al.*, 2000; Hughes *et al.*, 2003; Vörösmarty *et al.*, 2010).

Environ 20% des côtes européennes sont soumises à une sévère érosion avec néanmoins de grandes différences selon les pays (European commission 2004). Par exemple en France métropolitaine, un quart du linéaire côtier est soumis à l'érosion (environ 1720 km), 44 % est stable et seulement 10 % prograde (Ifen, Colas, 2006). L'observation du trait de côte est devenu un enjeu majeur dans la gestion du risque littoral et la maîtrise des aléas car elle fournit des éléments d'aide à la décision pour la protection côtière et l'aménagement littoral (Ruggiero *et al.*, 2000; Hamm *et al.*, 2002; Meur-Férec *et al.*, 2008; Suanez *et al.*, 2012).

La dépendance du monde vis-à-vis de la bande côtière à l'échelle du globe est sans cesse croissante. La réhabilitation ou la restauration des écosystèmes littoraux a un coût élevé. Or, la bande littorale fait l'objet d'usages de plus en plus intensifs de par une population de plus en plus nombreuse. La population résidente augmente mais il en va de même pour les touristes et les immigrants. (Burke & World Resources Institute, 2001). Selon la World Tourism Organization Network (UNWTO), le nombre de touristes internationaux sur la côte méditerranéenne devrait passer de 270

millions en 2010 à 346 millions en 2020¹⁷. Par exemple toujours en Méditerranée, près de 2/3 de la côte est urbanisée avec un pourcentage supérieur à 75% dans les régions les plus développées voir à plus de 90% dans les régions les plus attractives (*e.g.* Côte d'azur, Athènes, Barcelone, Naples) (Jefic *et al.*, 1990; Meinesz *et al.*, 1991; Cencini, 1998).

L'exploitation des ressources offshore (pétrole, granulats et gaz) peut aussi avoir des impacts négatifs sur les régions côtières adjacentes par la destruction des habitats marins et les accidents pétroliers sur la côte. Les nouvelles constructions d'éoliennes offshore peuvent aussi avoir des impacts sur les écosystèmes proches.

¹⁷ La prévision de l'UNWTO indique aussi que le tourisme mondial ne va cesser de croître avec un taux de croissance annuelle de 3,3% par an. Le tourisme représente 9% du GDP mondiale et 1 travail sur 11.

Pourcentage de la population
vivant à moins de 100km des côtes

- Aucune
- Moins de 30%
- De 30 à 70%
- Plus de 70%

Etat du trait de côte

- Très altéré
- Altéré
- Peu altéré
- Villes côtières avec plus d'un million d'habitants

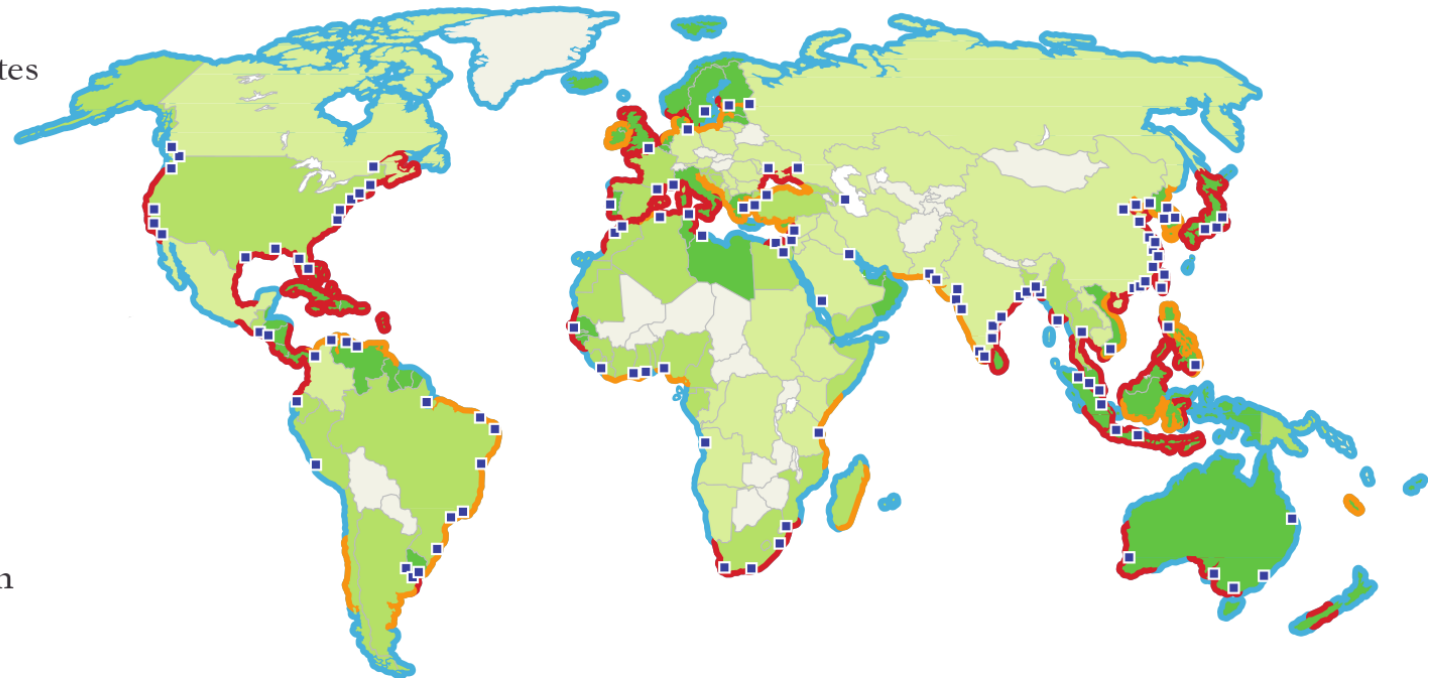


Figure 10. Carte mondiale de la population côtière et de l'altération du littoral. Basé sur les travaux de Burke *et al.* (2001) et Harrison & Pearce (2001). Cette analyse est basée sur des cartes issues du Global Land Cover Characteristics Database (GLCCD 1998) issues de l'Advanced Very High-Resolution Radiometer (AVHRR) pour une période de changement entre 1992 et 1993.

En Europe, on estime que moins de 15% du littoral est dans un bon état du point de vue environnemental (Airoldi & Beck, 2007). A l'échelle mondiale, le constat est aussi préoccupant (Figure 10). Les humains ont largement modifié leur trait de côte ces derniers siècles. L'altération des écosystèmes côtiers par le changement d'usage des sols et la croissance de population sont les principales causes de ce changement à l'échelle globale. La Figure 10 présente à l'échelle du globe le taux d'altération de la côte à l'échelle du globe (Burke *et al.* (2001) et Harrison & Pearce (2001). Pour quantifier ce changement, le rapport entre territoire naturel (Végétation, Forêts, Prairie) et territoire artificiel (Urbain ou agriculture) a été calculé. Ces rapports entre modes d'utilisation des sols ont été ensuite catégorisés en 15 classes elles-mêmes agrégées en 3 classes : naturel, altéré, peu altéré. D'après ces résultats 19% des territoires dans les 100 premiers kilomètres sont classés comme très altérés à l'échelle du globe (usage urbain ou pour l'agriculture) ; 10% sont peu altérés et représentent une mosaïque entre monde moderne et naturel. On retrouve dans les 71% restant les zones les moins habitées du globe principalement dans les latitudes extrêmes (Nord et Sud).

De même aux États-Unis, la taille des estuaires a diminué de moitié passant de 900 000km² à 415 000km² entre la colonisation par les européens et aujourd'hui (Lotze, 2010). Selon Olsen (2009) la gestion humaine des activités et de leurs répercussions sur les écosystèmes côtiers constitue l'un des grands défis actuels. Cet auteur pense que l'état de la zone côtière indique ce qui attend le reste des territoires si les bonnes décisions ne sont pas prises.

On peut considérer que le littoral souffre de son attractivité. En effet le développement urbain sur les littoraux est un résultat des forces socio-économiques que nous avons identifiées précédemment. Par exemple, le tourisme a entraîné une augmentation du nombre de parcours de golf, de marinas et de résidences privées

proche du trait de côte (Cummins *et al.*, 2002). L'agriculture intensive sur le littoral a été identifiée comme étant une des sources de pollutions principales des cours d'eau, et des lacs entraînant ainsi un danger dans la qualité des eaux environnantes. L'agriculture intensive entraîne aussi une perte des habitats naturels ou semi-naturels avec une diminution de la richesse spécifique associée (Vikas & Dwarakish, 2015).

De plus il y a eu une augmentation massive des niveaux d'eutrophisation (excès chroniques de nutriments) sur les côtes qui entraîne hypoxie, anoxie, dégradation des habitats, altération des chaînes trophiques et augmentation de la fréquence et période des blooms algaux à risque (Boesch, 2002; Howarth, 2008). L'apport en azote (*e.g.* nitrate) d'origine bactérienne par une re-minéralisation naturelle a été supplanté par des apports humains (apport d'azote synthétique ou renforcement de sa production naturelle) de plus en plus massifs pour augmenter les rendements (20% agriculture, 80% élevage intensif)¹⁸. Howarth et Marino (2006) ont montré que justement l'azote sous ses formes inorganiques est l'élément limitant la croissance dans les écosystèmes marins des zones tempérées, et c'est justement l'excès d'azote inorganique qui est essentiellement responsable de l'eutrophisation des zones côtières (Board, 2000). En Europe, l'eutrophisation coûterait de 70 à 320 milliards d'euros par an, soit entre 150 et 730 € par personne, le double du bénéfice apporté à l'agriculture (Sutton, 2011). On pourrait aussi évoquer la qualité de l'eau et les stocks d'eau utilisables qui diminuent dans le monde (Hinrichsen, 1998; Board, 2000; Nelson *et al.*, 2005; Hering

¹⁸ Dans de nombreux systèmes animale ou végétale, l'azote inorganique (nitrate, nitrite, ammonium et uréique) est l'élément limitant la croissance (Howarth & Marino, 2006). L'azote permet d'augmenter la production de nourriture pour les élevages. Le phosphore est aussi un des minéraux limitant dans de nombreux autres systèmes notamment les écosystèmes pélagiques.

et al., 2010) ou bien les stocks de poissons commerciaux en chute à travers le monde (Myers *et al.*, 1997; Jackson *et al.*, 2001; Hutchings & Reynolds, 2004; Pauly *et al.*, 2005).

Les impacts humains sur la biodiversité sont sans limite par leur nombre, leur temporalité, leurs interactions et les échelles spatiales impliquées. C'est l'accumulation des retombées négatives sur l'homme et sur son environnement qui soulève de plus en plus de questions vis-à-vis de l'encadrement des activités humaines.

1.3. Prise de conscience récente

La prise de conscience commune est récente. Avec l'augmentation des outils de communication, on a pu constater que les humains peuvent détériorer le fonctionnement du monde non seulement à des échelles locales mais aussi à l'échelle mondiale. Un exemple bien connu est l'effondrement des stocks de poissons à travers tous les océans, ce qui semblait encore impossible au début du siècle dernier où les ressources marines semblaient illimitées (Myers *et al.*, 1997).

Sur le plan des conventions internationales qui ont une réflexion sur les impacts anthropiques, le Club de Rome fait figure de précurseur dans le domaine. Dès 1970 le Club de Rome, dans « Halte à la croissance », soulève déjà les problèmes liés à la croissance grandissante de l'homme sur son environnement et les limites des ressources terrestres à remplir leur rôle en termes de ressources et services. En 1972 s'ensuit la conférence des Nations Unies sur l'environnement de Stockholm qui conçoit une stratégie sur la conservation de l'environnement face aux impacts environnementaux qui dépassent les limites territoriales naturelles et/ou artificielles. Cela mènera à la création du Programme des Nations unies pour l'environnement (PNUE), ainsi que le programme complémentaire du Programme des Nations unies pour le développement (PNUD). Ces programmes viseront à promouvoir le concept

de développement durable pour un développement guidé par des considérations économiques mais aussi par des considérations écologiques et sociales.

Le 11 décembre 1997, l'Adoption d'un Protocole à la Convention sur le climat dit "Protocole de Kyoto ", lors de la 3^{ème} Conférence des Nations unies sur les changements climatiques permet à de nombreux pays (38 pays) d'appliquer des politiques et mesures visant à réduire les émissions de gaz à effet de serre de d'ici 2012. En mai 2001 la signature de la Convention de Stockholm sur les polluants organiques persistants (POP) vise à limiter et interdire de façon progressive l'usage de 12 POP¹⁹. Le rapport « Évaluation des écosystèmes pour le millénaire » (MEA 2005) des Nations unies fait le constat que les changements dans les écosystèmes se sont accélérés depuis 50 ans et non jamais été aussi préoccupants dans toute l'histoire de l'humanité²⁰. La Convention de Rio (1992) exige essentiellement la conservation *in situ* des écosystèmes et des habitats naturels ainsi que le maintien et la reconstitution de populations viables d'espèces dans leur milieu naturel.

Depuis lors du Sommet de la Terre (Rio +20) les experts ont revu leurs exigences à la baisse face au développement économique et à la croissance démographique mondiale. Les préoccupations sur le climat sont à leur maximum lors de la Conférence mondiale sur le Climat qui se tiendra à Paris en décembre 2015 (COP21). Depuis plus de 50 ans, les institutions mondiales constatent que les humains affectent de plus en plus leur environnement à l'échelle de la planète et tentent de fixer des objectifs à l'échelle mondiale (*e.g.* CBD 2010, 10% de la surface de chaque région écologique devraient être placés sous une protection forte).

¹⁹ *E.g.* DDT, PCB ou dioxine qui augmente l'effet de serre planétaire et sont en parties responsables des trous dans la couche d'ozone.

²⁰ Élaboré par près de 1 360 experts issus de 95 pays sous la direction de PNUE

Au niveau des littoraux, les préoccupations sont les mêmes. Toujours dans le rapport MEA (2005), il a été identifié de nombreux accords internationaux sur l'environnement relevant plus précisément de la gestion particulière des zones côtières, nous pouvons citer :

- Convention de Ramsar sur les zones humides d'importance internationale (1971)
- Convention des Nations Unies sur le droit de la mer – ONU (1973)
- Programme des Nations Unies pour l'environnement (UNEP) - Programme d'action mondial pour la protection du milieu marin contre la pollution due aux activités terrestres. (1995)
- CBD (1995) - Mandat de Jakarta sur la diversité biologique marine et côtière
- Nations-Unies - Les mers régionales et plans d'action (Akiwumi & Melvasalo, 1998)

Introduction générale - Prise de conscience récente

Année	Organisme	Recommandations ou lignes directrices
1992	UN	Agenda 21, Chapter 17
1993	OECD	Coastal Zone Management: Integrated Policies
	World Bank	Guidelines for Integrated Coastal Zone Management
	IUCN	Cross-Sectoral, Integrated Coastal Area Planning (CICAP): Guidelines and Principles for Coastal Area Development
1995	UNEP	Guidelines for Integrated Management of Coastal and Marine Areas: With Special Reference to the Mediterranean Basin
1996	UNEP	Guidelines for Integrated Planning and Management of Coastal and Marine Areas in the Wider Caribbean Region
1998	FAO	Integrated Coastal Management and Agriculture, Forestry and Fisheries
1999	UNEP	Conceptual Framework and Planning Guidelines for Integrated Coastal Area and River Basin Management
	EC	Towards a European Integrated Coastal Zone Management (ICZM) Strategy: General Principles and Policy Options
	Council of Europe	European Code of Conduct for Coastal Zones
2000	CBD	Review of Existing Instruments Relevant to Integrated Marine and Coastal Area Management and Their Implementation for the Implementation of the Convention on Biological Diversity
2004	CBD	Integrated Marine and Coastal Area Management (IMCAM) Approaches for Implementing the Convention on Biological Diversity

Tableau 2. Principales conventions internationales sur la gestion des zones côtières et recommandations ou mesures associées. (Cicin-Sain & Belfiore, 2005; Vallega, 2005)

Introduction générale - GIZC, réserves, zones de protection spéciale et aménagements

En Décembre 2007, le Conseil européen a approuvé la politique maritime intégrée de l'UE, qui rassemble les différents domaines politiques relatifs aux activités maritimes et à l'environnement côtier (COM (2007)0575)²¹ et est accompagnée d'un plan d'action (SEC (2007)1278). Avec la politique maritime intégrée (PMI) du 10 Octobre 2007, la Commission a présenté sa vision d'une politique maritime intégrée pour l'Union européenne. Le document de vision - aussi appelé le livre bleu- a été accompagné par un plan d'action détaillée, une évaluation d'impact et un rapport sur les résultats d'une vaste consultation de toutes les parties prenantes (COM (2007) 574).

Le Tableau 2 synthétise la liste des recommandations ou rapports portant sur la bande côtière dans les grands rendez-vous internationaux.

1.4. GIZC, réserves, zones de protection spéciale et aménagements

La prise de conscience de la dégradation brutale des côtes à travers le monde a bien entendu créée de nouvelles approches pour lutter contre la dégradation de ce territoire unique. Historiquement l'une des premières solutions en termes de gestion des zones côtières fut le « Coastal Zone Management Act » (CZMA) qui fut adopté par le congrès des Etats-Unis en 1972. Il permettait d'encadrer la gestion de ce territoire au niveau national et ce dans le but d'améliorer les eaux et territoires côtiers américains (Hershman *et al.*, 1999).

La gestion intégrée des zones côtières (GIZC²²) représente une réponse aux nombreux problèmes qu'imposent les activités humaines et leur interactions/conflicts

²¹ An Integrated Maritime Policy for the European Union – 2007.

²² Integrated coastal zone management (ICZM) en anglais.

Introduction générale - GIZC, réserves, zones de protection spéciale et aménagements

sur les écosystèmes côtiers et sous-entend qu'une meilleure connaissance des problématiques et des écosystèmes apportera une meilleure gestion (Miossec, 1998; Billé, 2006). Ce concept est né des suites de la prise de conscience par les scientifiques et les gouvernements que l'analyse de la biodiversité littorale ne peut s'envisager que par une approche systémique (Cicin-Sain *et al.*, 1998).

Dans la littérature, les termes gestion et aménagement des zones côtières s'équivalent et se remplacent mais le terme de « gestion intégrée des zones côtières » a été accepté par la communauté mondiale lors du sommet de la terre à Rio en 1992 (Hershman *et al.*, 1999). Lors du congrès mondial des parcs de l'UICN en 2003 à Durban, on définit la gestion intégrée des zones côtières comme « un processus dynamique de gestion et d'utilisation durables des zones côtières, prenant en compte simultanément la fragilité des écosystèmes et des paysages côtiers, la diversité des activités et des usages, leurs interactions, la vocation maritime de certains d'entre eux, ainsi que leurs impacts à la fois sur la partie maritime et la partie terrestre ». La commission européenne définit la GIZC comme « un processus multidisciplinaire et dynamique pour promouvoir la gestion durable des zones côtières. Il couvre l'ensemble du cycle de collecte d'informations, la planification, la prise de décision, la gestion et le suivi de la mise en œuvre. La GIZC s'appuie sur la participation et la coopération de toutes les parties prenantes afin d'évaluer les objectifs de la société dans une zone côtière donnée, et à prendre des mesures en vue d'atteindre ces objectifs ». De fait la GIZC se veut être une démarche dynamique qui mêle gouvernements et sociétés publiques, sciences et décideurs, intérêts publics et privés (*e.g.* Humphrey & Burbridge, 2003). Cette mixité des parties permet la préparation et de l'exécution « d'un plan de protection et de développement des systèmes et ressources côtières » (Meur-Ferec, 2007) dans lequel chacun des intervenants pourra s'impliquer.

Introduction générale - GIZC, réserves, zones de protection spéciale et aménagements

Les débuts de la gestion et de la préservation environnementale furent d'abord locaux puis régionaux avec la création de réserves et de parcs nationaux. Les premiers parcs représentaient plus une mise en cloche qu'une vraie gestion, c'est-à-dire une protection des écosystèmes de toutes activités humaines. On peut par exemple citer le premier parc national Yosemite Grant aux USA créé en 1872. Le rapport Léopold de 1963 ("Wildlife Management in the National Parks") fut un des premiers à préconiser une gestion active de l'environnement (Leopold, 1963). Une vraie révolution à l'époque qui préconisait « de manipuler de façon active les communautés de plantes ou d'animaux, de protéger [les parcs] de la modification ou des influences externes ». La difficulté est de doser ce contrôle sur le territoire protégé.

Ainsi la réussite des politiques de gestion intégrée de la zone côtière (GIZC) doit aussi tenir compte des processus physiques dont la compréhension et le suivi repose sur l'acquisition de longues séries d'observations environnementales (Solomon & Forbes, 1999). La GIZC vise aussi à renforcer les approches globales et cohérentes des zones côtières et encourager également des réseaux d'aires sous protection (*e.g.* mise en place d'outil de planification, approche terrestre, marine et bassin versant, outil de suivi et d'évaluation). La GIZC encourage aussi la coordination des différentes échelles de gouvernance entre niveau international, national et local (Figure 11). Dans cette optique, les prises de décision doivent faire appel aux collectivités locales et gestionnaires d'espaces naturels et également aux résidents locaux (Scialabba, 1998).

Introduction générale - GIZC, réserves, zones de protection spéciale et aménagements

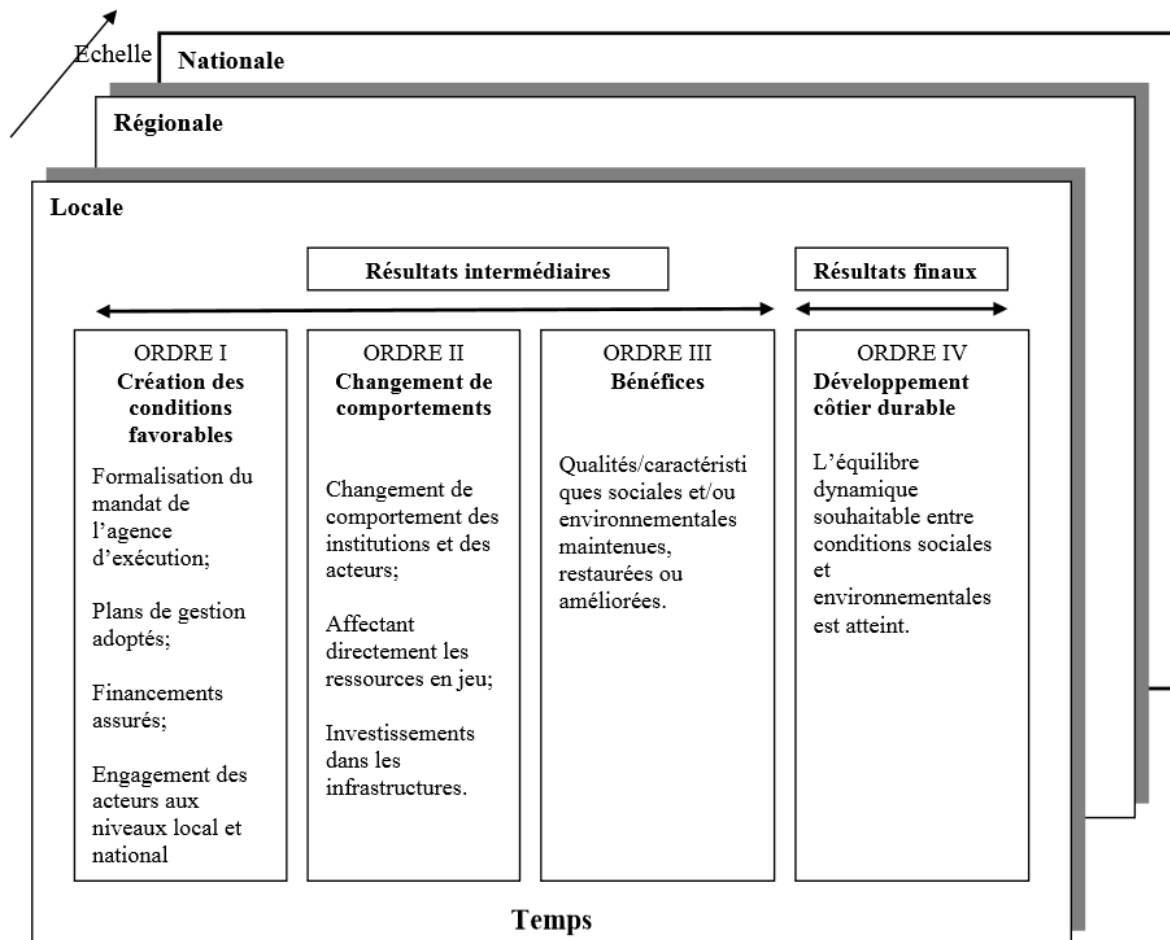


Figure 11. Niveaux de résultats potentiels issus d'une initiative de gestion intégrée du littoral (Hénocque & Billé, 2005) traduit de Olsen (2003).

Le terme « *intégration* » de la GIZC implique plusieurs dimensions (McGlashan, 2003; Cummins & Connolly, 2011) :

L'intégration « sectorielle » : les *drivers* anthropiques ont des origines diverses et des impacts multiples, qu'ils soient directs ou indirects. Des lois et réglementations visant à réduire les impacts produits par les activités humaines or chaque secteur connaît des enjeux et politiques propres et souffre d'un manque de coordination entre

Introduction générale - GIZC, réserves, zones de protection spéciale et aménagements

toutes ces politiques sectorielles. L'intégration sectorielle préconise donc une approche globale des multiples usages des littoraux.

L'intégration « spatiale » : chaque usager définit le littoral en fonction de ses besoins, cultures, recherches. Cette variété dans les approches du littoral ajoute un niveau de complexité et renforce l'hétérogénéité des méthodes de conservation à envisager. L'intégration spatiale suppose une approche globale de l'espace littoral qui coordonne le littoral terrestre et le littoral maritime.

L'intégration « intergouvernementale » : Le manque de coordination des acteurs décisionnels pour la mise en place de mesures de gestion du littoral et la difficulté à mobiliser l'ensemble des gestionnaires sont responsables de l'inefficacité de certains plans de conservation. L'intégration intergouvernementale suggère la participation de tous les acteurs du littoral dans la prise de décision de plans d'action. Elle permet l'élaboration d'objectifs communs aux différents niveaux de gouvernance qu'ils soient nationaux ou internationaux. En Europe, il faudra attendre la Recommandation du Conseil et du Parlement européen (30 mai 2002), chargés de mettre en œuvre des politiques communautaires, pour que ce concept soit renforcé.

L'avancée de la GIZC en Europe connaît un intérêt croissant comme le présente le Tableau 3 avec une proportion croissante des régions côtières administratives qui possèdent ou préparent une GIZC. Selon Van Buuren (2002), la proportion de GIZC qui intégrerait échelle globale et locale serait également croissante.

Pays	Régions administratives côtières totales	Régions avec une GIZC complète	Régions avec une GIZC partiellement établie	Régions avec une GIZC en progrès	Régions avec peu ou pas de GIZC
Pays-Bas	5	2	1	2	0
Royaume-Uni	49	1	0	11	37
Allemagne	4	0	4	0	0
France	11	0	2	3	6
Grèce	12	0	1	5	6
Italie	15	0	1	5	9
Danemark	14	0	0	14	0
Portugal	7	0	0	5	2
Espagne	10	0	0	5	5
Belgique	2	0	0	1	1
Norvège	14	0	0	5	9
Finlande	10	0	0	3	7
Suède	14	0	0	3	11
Irlande	14	0	0	2	12
TOTAL	181	3	9	64	105

Tableau 3. Progression de la GIZC dans 14 pays européens sur base de dire d'experts depuis la promotion de la GIZC par la commission européenne. (Elburg-Velinova *et al.*, 1999; Van Buuren *et al.*, 2002). Source : <http://www.coastalguide.org/icm/>.

La France possède le domaine maritime le plus grand dans le monde après les Etats-Unis. En effet sa Zone économique exclusive (ZEE) mesure plus de 11 millions de km² (8% des mers), les enjeux et intérêt de la conservation des littoraux et par voie d'extension de son territoire marin sont élevés et les retombées économiques colossale.

En France, depuis la création du conservatoire du littoral qui fête ses 40 ans (1975-2015) à l'encouragement officiel de la gestion intégrée des zones côtières par le Comité Interministériel de la mer (CImer 2004), avec la création de l'Observatoire national de la mer et du littoral (ONML) coordonné par le ministère de l'Écologie, le Secrétariat général de la Mer et la Datar, en collaboration avec l'Ifremer et l'Agence des aires marines protégées, et après le Grenelle de la mer (2009), les Assises de la mer et du littoral (de janvier à juin 2013), on propose et encourage une stratégie nationale de la mer et du littoral (SNML) qui a été adoptée le 23 juillet 2014 par décret pour 6 ans.

1.5. Plan de la thèse

C'est dans ce contexte actuel que notre problématique se place. Le littoral à l'échelle mondiale est le territoire le plus affecté par l'Homme. Nous chercherons dans les quatre prochains chapitres à offrir des analyses de ces littoraux à plusieurs échelles, de nouvelles méthodologies pour la description de ce territoire si complexe et enfin un nouvel outil pour évaluer les impacts anthropiques à l'échelle des littoraux français métropolitains.

Dans le chapitre 2, nous analyserons la répartition et l'intensité des pressions anthropiques sur le littoral européen via l'étude de 19 indicateurs de pressions avec un impact potentiel sur l'environnement côtier. Cette étude nous permettra de mieux

délimiter l'espace littoral et de définir plus précisément sa variabilité spatiale à macro-échelle.

Le chapitre 3 sera consacré à l'identification de types de littoraux subissant des contextes de perturbations humaines similaires à l'échelle de l'Europe. Les relations entre les pressions anthropiques seront estimées spatialement via l'analyse des covariances et par la réduction des dimensions dans une base de données développée pendant la thèse.

La création de carte synthétique cumulant les impacts anthropiques sur le territoire sera étudiée dans le chapitre 4. A l'aide d'un algorithme, qui utilise l'intensité des pressions sur le littoral et les superficies des habitats naturelles sur celui-ci, nous calculons un impact potentiel sur le littoral de la France métropolitaine. Ces scores d'impacts cumulés permettent de mieux appréhender les espaces les plus influencés par les activités humaines et par conséquent les territoires qui ont le plus besoin d'une gestion intégrative de celui-ci.

Le chapitre 5 développera via la création d'un site internet participatif, la collecte et la transmission d'expertise sur le territoire français. Notre but est d'offrir un outil permettant d'améliorer les dires d'experts utilisés en science pour passer des pressions anthropiques sur la biodiversité aux impacts anthropiques. Ce site internet pilote calculera en temps réel les cartes cumulatives d'impact issues de notre méthodologie appliquée dans le chapitre 4 mais à l'échelle désirée par l'utilisateur (>250km²).

CHAPITRE 2

Analyse géographique des pressions anthropiques dans
les espaces littoraux européens

Utilisation de données statistiques pour caractériser le littoral européen. - Les NUTS, une nomenclature Hiérarchique

Dans le cadre de la thèse, nous avons voulu identifier et catégoriser les littoraux européens. En effet notre question initiale était de connaître les paramètres anthropiques qui définissent le littoral, la nature de ces pressions anthropiques et leur intensité relative à travers l'Europe sous un angle écologique. Pour décrire le littoral nous avons voulu tout d'abord identifier les pressions humaines qui ont un impact potentiel sur la biodiversité côtière. Nous avons également cherché à caractériser la largeur du territoire sur laquelle s'exerçaient les pressions anthropiques littorales. En effet, la littérature montre que des distances, à la côte, définies *a priori* (par exemple, 100km) sont très souvent utilisées pour caractériser le littoral et les pressions anthropiques qui s'y exercent. L'objectif était donc également d'examiner s'il était possible de déterminer plus précisément l'espace caractérisé par les pressions anthropiques sur le littoral. Dans cette optique d'analyse générale des pressions humaines à macro-échelle, nous avons utilisé des données statistiques structurées géographiquement au niveau européen (NUTS).

II. Utilisation de données statistiques pour caractériser le littoral européen.

II.1. Les NUTS, une nomenclature Hiérarchique

II.1.a. Historique de la création

Pour avoir une vision d'ensemble des phénomènes se déroulant dans un système, l'utilisation des statistiques est un outil exceptionnel. On utilise les statistiques dans tous les domaines scientifiques, écologie et géographie incluses et aussi comme aide à la prise de décision dans la conservation et les politiques publiques (Paoletti, 1999;

Utilisation de données statistiques pour caractériser le littoral européen. - Les NUTS, une nomenclature Hiérarchique

Montgomery *et al.*, 2009; Hering *et al.*, 2010; Harris *et al.*, 2014). Cependant l'utilisation des statistiques implique une harmonisation de données comparables à plusieurs échelles d'espace et/ou de temps.

En Europe pour faciliter l'usage de cet outil, et ainsi analyser et comparer les états membres, des nomenclatures ont été créées. La commission européenne a divisé les pays de l'Espace économique européen²³ en régions appelées « NUTS » signifiant **Nomenclature d'Unités Territoriales Statistiques**. La nomenclature des unités territoriales statistiques est une nomenclature qui définit les sous-régions statistiques qui divise le territoire des États membres de l'Union européenne.

La nomenclature a été créée à l'origine par Eurostat dès 1961 (Office statistique des Communautés européennes), en coopération avec les instituts nationaux de statistique européenne pour une utilisation personnelle. La publication du règlement (CE) n ° 1059/2003 du Parlement européen et du Conseil du 26 mai 2003, a donné un cadre juridique à cette nomenclature. Les unités territoriales statistiques se basent donc, en principe, sur les unités administratives existantes dans chacun des États membres.

²³ L'Union européenne et les pays de l'Association européenne de libre-échange participant à des programmes communs de développement

Utilisation de données statistiques pour caractériser le littoral européen. - Les NUTS, une nomenclature Hiérarchique

Chaque sous-région statistique est aussi subdivisée en trois niveaux inférieurs principalement en fonction de valeurs limites pour la population²⁴ :

NUTS 1 : de 3 à 7 millions d'habitants en moyenne sur les unités territoriales statistiques de ce type dans le pays correspondant ;

NUTS 2 : de 800 000 à 3 000 000 d'habitants ;

NUTS 3 : de 150 000 à 800 000 habitants.

Ces sous-régions sont utilisées par l'ensemble des États membres et la Commission européenne, pour la collecte, la compilation et la diffusion au niveau communautaire des données statistiques et des résultats d'analyses (Kull *et al.*, 2006; Camagni, 2009; Collet, 2010a; Tolón-Becerra *et al.*, 2011; European Union *et al.*, 2012).

Les NUTS facilitent la collecte, l'établissement et la diffusion de statistiques comparables entre les états entre eux, voire au sein même des Etats entre les différentes échelles spatiales ou temporelles. En effet les prises de décision européennes, nationales ou locales se trouvent simplifiées quand la comparaison avec les voisins est possible ou que l'évolution de son propre territoire est perçue grâce à une nomenclature statistique.

²⁴ « Pour que les statistiques régionales soient comparables, il faut que les régions soient de taille comparable en termes de population. Dans cette perspective, toute modification de la nomenclature NUTS devrait rendre la structure régionale plus homogène du point de vue de l'importance de la population » Règlement (CE) n°1059/2003 du parlement européen et du conseil du 26 mai 2003 _ point (9).

Utilisation de données statistiques pour caractériser le littoral européen. - Les NUTS, une nomenclature Hiérarchique

II.1.b. Critères de classification géant la création des NUTS

La Figure 12 synthétise les principales règles qui gèrent la création et la labélisation des NUTS :

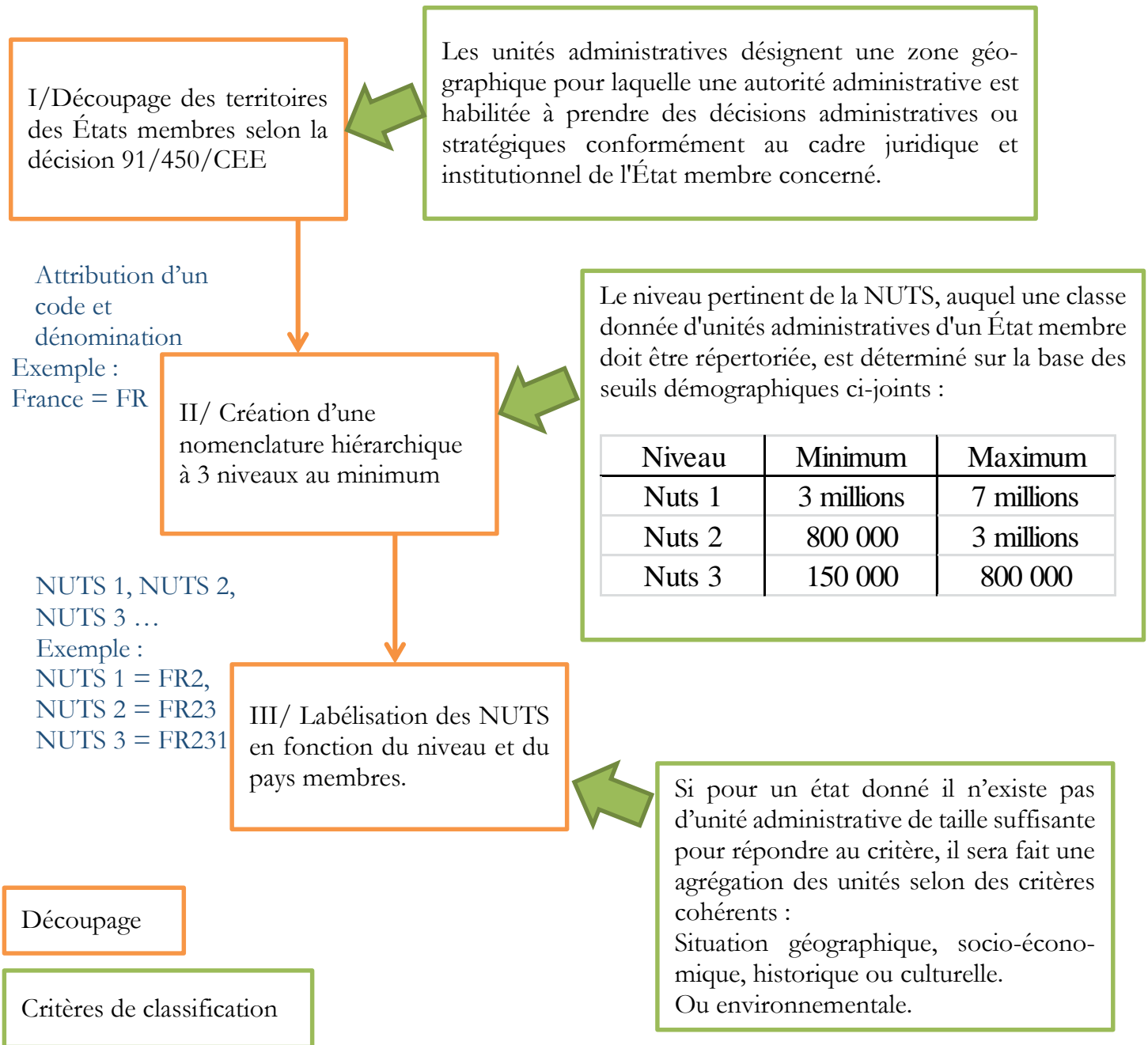


Figure 12. Schéma expliquant les critères de classification pour la création de la nomenclature NUTS hiérarchisée. De nombreuses exceptions à la règle existent et ne font pas partie de ce diagramme. Elles sont énumérées dans le journal du règlement (CE) No1059/2003.

Utilisation de données statistiques pour caractériser le littoral européen. - Les NUTS, une nomenclature Hiérarchique

II.1.c. Les échelles des NUTS

Au terme de cette classification, il en résulte une hiérarchie organisée qui permet selon l'échelle, d'étudier des phénomènes nationaux et internationaux jusqu'aux phénomènes régionaux voir locaux. Cette classification couvre l'ensemble des territoires européens et prend compte de l'ajout des nouveaux pays membres lorsque nécessaire (Figure 13).

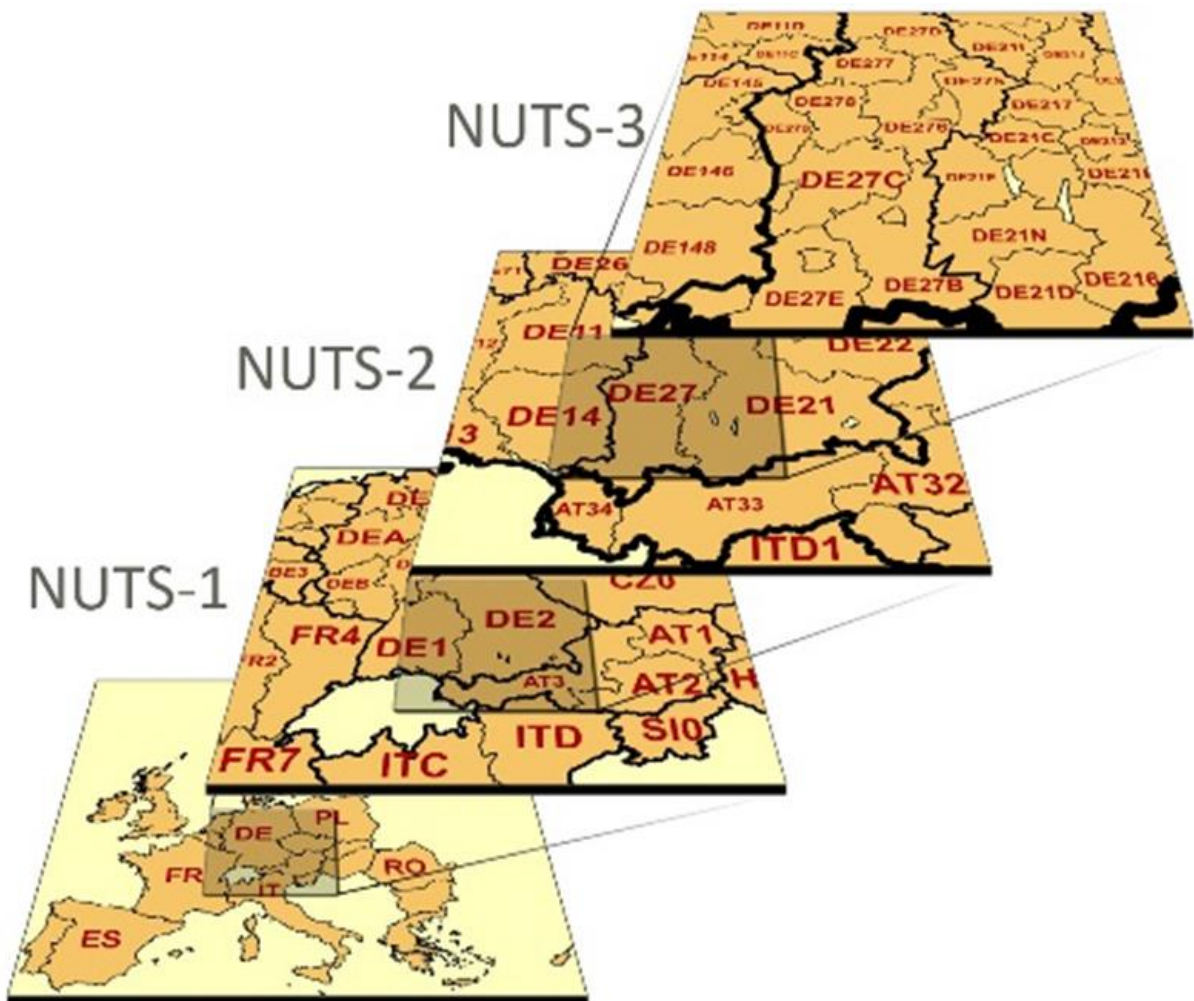


Figure 13. Carte illustrative des différents niveaux NUTS du plus large (NUTS 1) au plus fin (NUTS 3). Les codes NUTS commencent avec le code alphabétique ISO 3166-1 du pays, suivi d'un, deux ou trois chiffres correspondant au niveau de NUTS 1, 2 ou 3. (Source : Eurostat).

Utilisation de données statistiques pour caractériser le littoral européen. - Les NUTS, une nomenclature Hiérarchique

Sans compter la récente adhésion de la Croatie (2013), en se basant sur l'Europe des 27, voici le résultat de cette nomenclature :

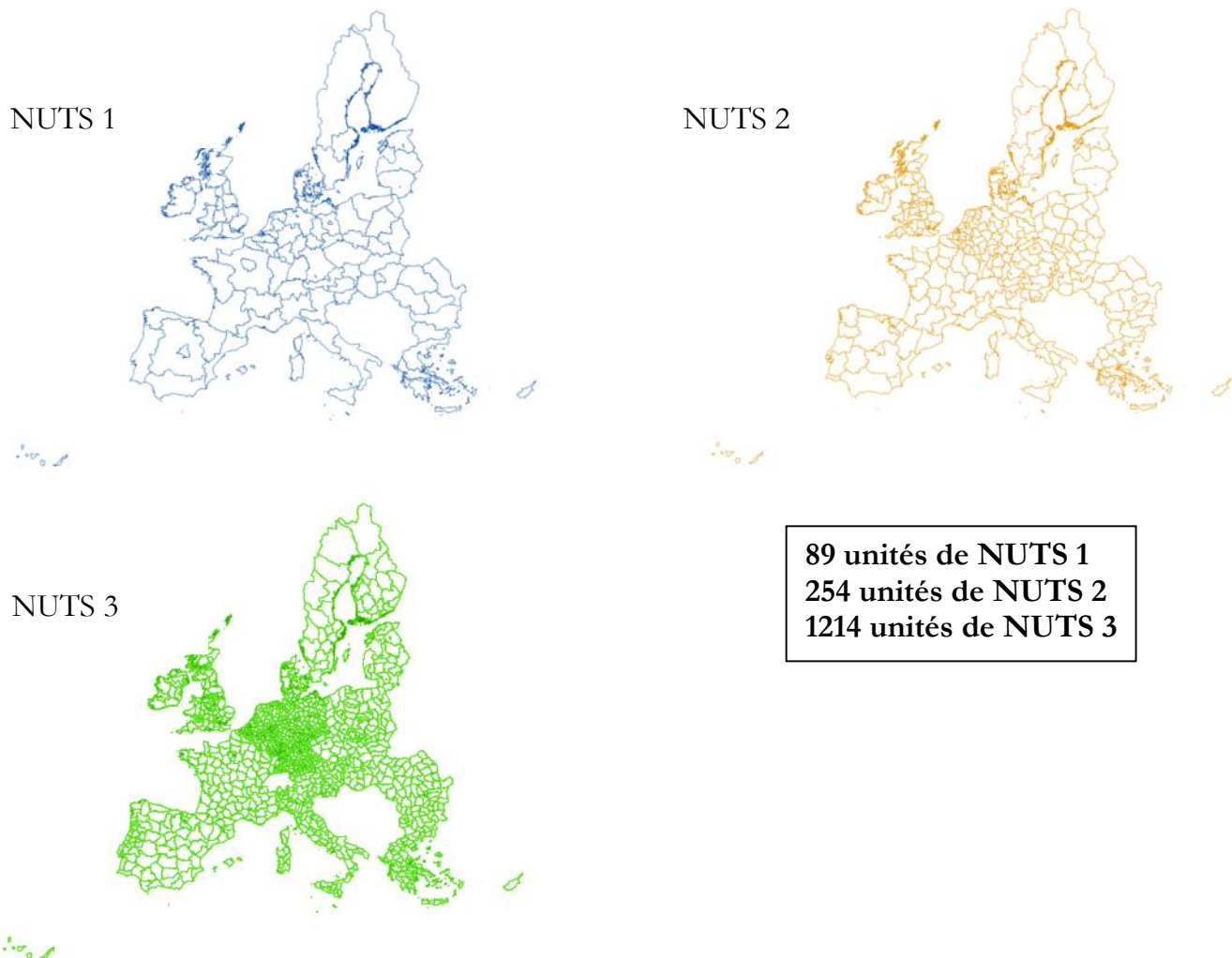


Figure 14. Aperçu des limites spatiales de la classification NUTS sur les 3 niveaux et nombre total de NUTS associé pour l'Europe des 27 (avant 2013).

Les niveaux NUTS augmentent fortement le nombre d'espaces de collecte de la donnée passant de 27 (NUTS '0', *i.e.* pays) à 89 pour le niveau NUTS 1 (grandes régions), 254 unités pour le niveau 2 (régions) et 1214 unités pour le niveau NUTS 3 (départements) (Figure 14).

Utilisation de données statistiques pour caractériser le littoral européen. - Méthodologie

Cette classification du territoire européen peut être complétée par des Unités administratives locales de désignation (UAL) qui s'appliquent à la nomenclature NUTS actuelle et constituent des subdivisions de l'Union européenne au niveau local (inférieur aux NUTS3).

Il y a deux niveaux des unités administratives locales :

- Le niveau supérieur UAL 1, ancien niveau NUTS 4, existe dans 17 des 27 États membres actuels de l'UE et correspond généralement aux cantons.
- Le deuxième niveau, UAL 2, ancien niveau NUTS 5 correspond aux municipalités variant en fonction des pays.

Cependant cette classification plus récente est trop fragmentaire pour que nous puissions l'utiliser dans notre analyse. En effet notre but étant d'offrir une analyse générale à l'échelle de l'Europe, nous ne pouvions pas utiliser les échelons UAL dans de nombreux pays où (i) la nomenclature n'existe pas ; (ii) la nomenclature existe mais il n'y a pas de collecte de donnée associée ; (iii) les collectes existent mais présentent trop de données manquantes.

II.2. Méthodologie

Pour décrire le littoral européen en utilisant des indicateurs de pressions anthropiques, il a d'abord fallu identifier les NUTS pouvant être catégorisées comme côtières. Dans un premier temps nous avons réduit le nombre de NUTS en ne sélectionnant uniquement que les NUTS adjacentes au milieu marin en suivant la méthodologie Eurostat. Par la suite nous avons développé notre propre critère.

Utilisation de données statistiques pour caractériser le littoral européen. - Méthodologie

II.2.a. Descriptions du littoral et NUTS européens

Les côtes européennes sont caractérisées par une grande hétérogénéité dans les écosystèmes, les conditions climatiques et les pressions socio-économiques. Les écosystèmes sont vulnérables aux pressions naturelles et humaines croissantes (MA, 2005²⁵). L'Europe possède un long littoral (~ 136 106 km), le long des océans Atlantique et Arctique ainsi que plusieurs bassins maritimes : la mer Baltique, la mer du Nord, la mer Méditerranée et la mer Noire. La diversité des écosystèmes et des pressions anthropiques qui se chevauchent renforce le risque sur ces systèmes particuliers. Dans les régions côtières, la densité de population (habitants par km²) est la plus élevée sur les îles de Malte, suivie par la Belgique et les Pays-Bas sur le continent européen. Les faibles densités de population côtière se trouvent en Estonie, Suède et Finlande (Eurostat, European Union 2012).

Cependant, il n'y a pas de définition commune de ce qui constitue une région côtière et les estimations des populations côtières varient. En effet la plupart des études se basent soit en définissant le littoral comme une bande dont la largeur est variable et choisie arbitrairement : bande de 10 à 20km (Kull *et al.*, 2006; Ghermandi, 2015), de 50 km (Collet & Engelbert 2013; Eurostat 2010), de 200km (Burke & World Resources Institute, 2001; Small & Nicholls, 2003), voire même de 400km (Hinrichsen, 1998). Une autre méthode consiste à retenir les unités administratives en contact direct avec le trait de côte (Collet, 2010; Ghermandi & Nunes, 2013). Le terme «régions côtières» peut aussi couvrir les zones marines (Halpern *et al.*, 2009; Korpinen *et al.*, 2012) ou bien uniquement les zones terrestres adjacentes à la mer (Solomon &

²⁵ MA, 2005. Millennium Ecosystem Assessment: Ecosystems and Human Well-being. Island Press, Washington DC

Utilisation de données statistiques pour caractériser le littoral européen. - Méthodologie

Forbes, 1999; Araújo, 2003). Parfois la délimitation de la bande littorale est définie par des limite d'élévations topographiques (McGranahan *et al.*, 2007) ou encore par des temps d'accessibilité à la côte (*e.g.* Annexe 2).

Toutes ces métriques possèdent leurs avantages et inconvénients dans la mesure où elles se définissent par un paramètre métrique, arbitraire ou fonctionnel, qui se veut le plus représentatif de l'objet de l'étude ; mais elles sont bien souvent limitées par la résolution des données. Dans notre cas, l'objectif est justement d'identifier quel est le critère le plus représentatif pour délimiter le littoral en Europe. Le niveau de NUTS 3 est le niveau avec la résolution la plus forte des données Eurostat, il sera donc le premier choix dans notre analyse des littoraux européens. En moyenne les NUTS de niveau 3 ont une surface de 3328 km² mais présentent une forte hétérogénéité entre elles avec un écart type de 5800 km². (Voir Annexe 3). De plus la couverture spatiale des NUTS3 au niveau du littoral est complète pour les 27 pays européens sur lequel nous nous intéressons²⁶.

En effet les surfaces des NUTS3 varient entre 13 km² et 100 000km² (respectivement Melilla, enclave espagnole au Maroc, et la Suède avec le comté de Norrbotten). Cette résolution spatiale ne facilite pas une description uniforme des littoraux à l'échelle de l'Europe aux regards des disparités spatiales entre les pays membres. C'est pour cela qu'Eurostat a développé une définition propre des NUTS littoraux.

²⁶ Certains auteurs utilisent le niveau NUTS-x pour compenser les lacunes entre les niveaux NUTS 2 et 3 qui est un niveau hybride. (*e.g.* (Kull *et al.*, 2006))

Utilisation de données statistiques pour caractériser le littoral européen. - Méthodologie

Au sein d'EUROSTAT²⁷, au niveau NUTS 3 les régions côtières sont des régions statistiques définies avec un littoral où plus de la moitié de leur population vit à moins de 50 km de la mer (22 pays - 439 régions).

La Figure 15 présente les unités territoriales NUTS 3 considérées comme littorales en fonction de leurs régions marines. La proportion de littoral couverte fluctue fortement entre les pays (*e.g.* Italie et Suède) mais permet une première approche à macro-échelle des territoires considérés comme côtiers pour l'Union Européenne.

²⁷ Selon leur documentation issue de http://epp.eurostat.ec.europa.eu/portal/page/portal/region_cities/regional_statistics/NUTS_classification

Utilisation de données statistiques pour caractériser le littoral européen. -
Méthodologie

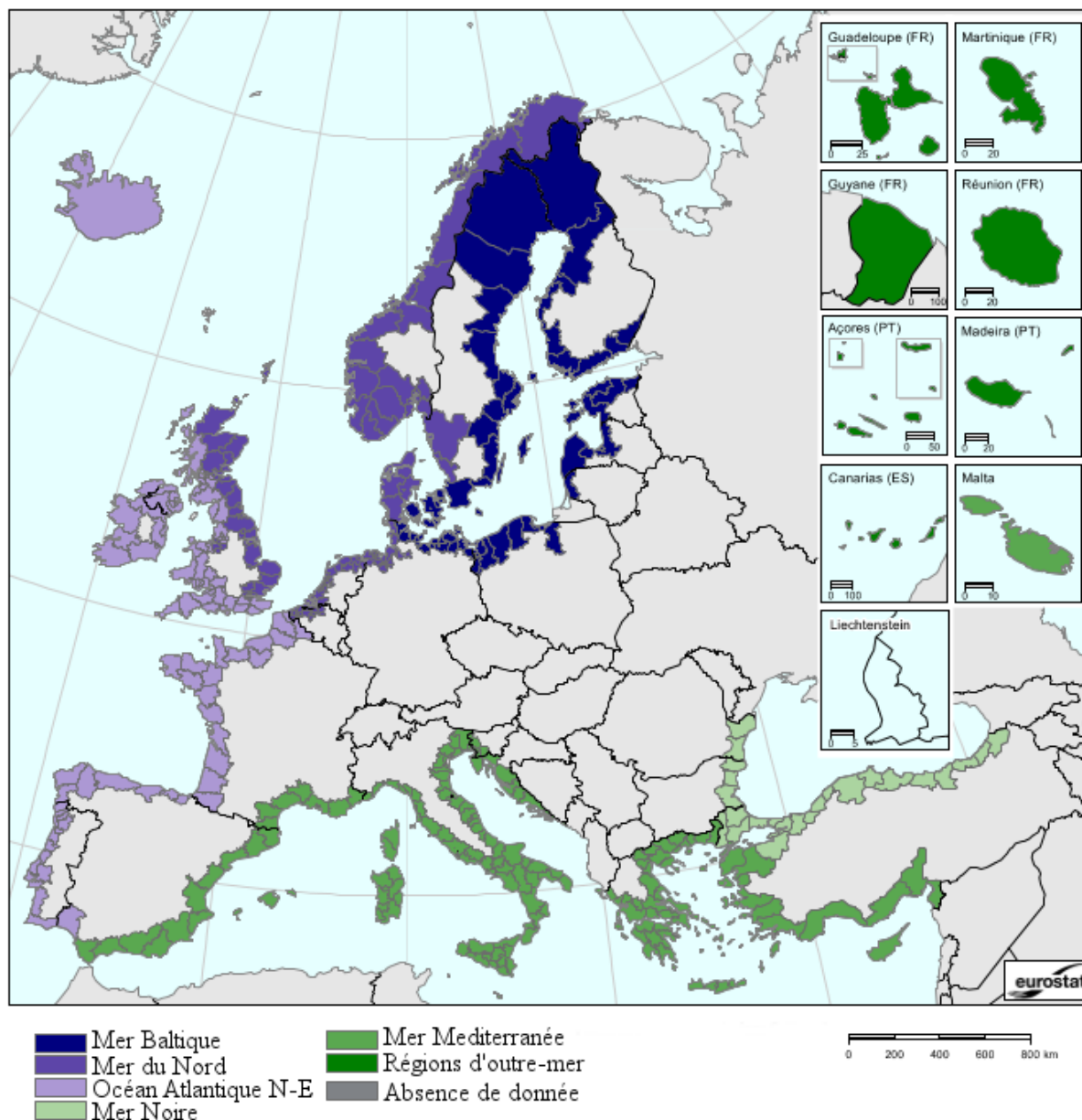


Figure 15. Régions NUTS littorales par région marine au niveau 3, soit 385 régions avec les territoires outre-mer et 375 sur le continent européen en contact avec le trait de côte. En prenant en compte la Croatie, cela fait un total de 382 régions NUTS 3. Source: Eurostat, Statistics in focus 2013. Eurostat – SiF n° 47/2009 – Nearly half of the population of EU countries with a sea border is located in coastal regions.

Utilisation de données statistiques pour caractériser le littoral européen. - Méthodologie

Dans la nomenclature classique une région côtière de l'UE est une région statistique définie au niveau NUTS 3, répondant à un des critères suivants :

- Région avec une bordure de mer ; seules 375 NUTS correspondent à ce critère
- Région avec plus de la moitié de sa population à moins de 50 km de la mer ; seulement 73 régions correspondent à ce critère²⁸.

Les régions côtières de l'UE sont présentes dans les 22 pays suivants : Belgique, Bulgarie, Danemark, Allemagne, Estonie, Irlande, Grèce, Espagne, France, Italie, Chypre, Lettonie, Lituanie, Malte, Pays-Bas, Pologne, Portugal, Roumanie, Slovaquie, la Finlande, Suède et Royaume-Uni (Figure 15) :

Cela représente 29% des régions NUTS totales avec contact avec la mer ou 34% des régions situées à moins de 50 km du trait de côte (Tableau 4). Cette définition des NUTS littoraux permet de distinguer quelles sont les NUTS 3 littorales et les NUTS 3 continentales. Mais dans les faits, l'ensemble des NUTS juxtaposées aux traits de côte fait partie des NUTS littoraux.

²⁸ Hambourg, région allemande, ne correspond pas aux critères de définition, elle a été ajoutée à la liste de l'UE des régions côtières en tenant compte de sa forte influence maritime.

Utilisation de données statistiques pour caractériser le littoral européen. -
Méthodologie

	Régions non-côtières	Régions côtières			Total
		avec bordure mer	sans bordure mer	total	
EU-27	855	375	64	439	1294
Belgium	30	5	9	14	44
Bulgaria	25	3	0	3	28
Czech Republic	14	0	0	0	14
Denmark	0	11	0	11	11
Germany	372	30	10	40	412
Estonia	1	4	0	4	5
Ireland	1	7	0	7	8
Greece	7	40	4	44	51
Spain	28	31	0	31	59
France	70	30	0	30	100
Italy	41	62	7	69	110
Cyprus	0	1	0	1	1
Latvia	3	3	0	3	6
Lithuania	9	1	0	1	10
Luxembourg	1	0	0	0	1
Hungary	20	0	0	0	20
Malta	0	2	0	2	2
Netherlands	18	15	7	22	40
Austria	35	0	0	0	35
Poland	58	7	1	8	66
Portugal	13	13	4	17	30
Romania	40	2	0	2	42
Slovenia	9	1	2	3	12
Slovakia	8	0	0	0	8
Finland	9	9	1	10	19
Sweden	7	14	0	14	21
United Kingdom	36	84	19	103	139
Iceland	0	2	0	2	2
Norway	2	17	0	17	19
Croatia	14	7	0	7	21
Turkey	53	28	0	28	81

Tableau 4. Régions littorales par pays européens. L'unité est le nombre de régions NUTS 3 basée sur la mise à jour de 2010 et la grille de population de 2006 (Collet, 2010).

Utilisation de données statistiques pour caractériser le littoral européen. - Méthodologie

Nous proposons une nouvelle utilisation des NUTS visant à (i) rendre plus uniforme la distribution (ii) délimiter plus précisément le littoral européens (iii) à définir le littoral indépendamment des unités administratives de chaque pays membre.

II.2.b. Données de traitement

Dans la base de données Eurostat géolocalisée sur les NUTS. Nous nous sommes d'abord intéressé aux données les plus fines qui ont été récoltées au sein du niveau NUTS 3. Dans l'ensemble des données collectées au sein de ses NUTS, le choix a été fait de retenir vingt-six indicateurs de pression humaine qui auraient potentiellement un impact négatif sur les habitats environnants ; cette sélection d'indicateurs est issue de Tzapopoulos *et al.* (2013) sur lequel nous avons aussi basé notre analyse (Tableau 5). Sur les 26 indicateurs de la liste retenue, nous avons effectué une analyse des corrélations des 26 indicateurs deux par deux. Cette analyse des corrélations nous a permis d'écarter l'indicateur de structure des âges car non indépendante de la population totale dans les NUTS. Nous avons également écarté les indicateurs suivant : chômage, taille des fermes, marge brute des fermes standards, niveau de formation des agriculteurs, mortalité, pourcentage de femmes actives dans la population. Ils nous ont semblé être des indicateurs trop indirectement reliés aux perturbations et problématiques environnementales. De plus ces indicateurs dans notre cas ne sont pas *a priori* caractéristiques des milieux littoraux. Ces indicateurs représentent des activités humaines ou des facteurs déterminant ces activités, des occupations des sols (espace de production ou espace à protéger) ou des changements d'utilisation des sols ; ils indiquent des pressions de nature diverse et variable et impliquant des processus identifiés et connus de manière très hétérogène.

Indicateurs	Unités	Source des données
Chômage	Taux de chômage	Eurostat (décennie 2000-2010)
Conversion agricole	% De la superficie totale	CLC change 1990-2000
Cultures permanentes	% De la superficie totale	CLC 2000
Déforestation	% De la superficie totale	CLC change 1990-2000
Densité de population	Nombre d'habitants par km ²	Eurostat (décennie 2000-2010)
Densité du bétail	Les unités de cheptel / UAA	Eurostat (décennie 2000-2010)
Emploi dans l'agriculture (secteur primaire)	% De la population active totale	Eurostat (décennie 2000-2010)
Emploi dans les services (secteur tertiaire)	% De la population active totale	Eurostat (décennie 2000-2010)
Emploi dans l'industrie (secteur secondaire)	% De la population active totale	Eurostat (décennie 2000-2010)
Femmes dans la population active	% De la population active totale	Eurostat (décennie 2000-2010)
Irrigation	% De la superficie agricole utilisée	Eurostat (décennie 2000-2010)
Marge brute standard des fermes	Unités de dimension européenne : ESU / UAA	Eurostat (décennie 2000-2010)
Mortalité	Nombre de décès pour 1000 habitants	Eurostat (décennie 2000-2010)
Niveau de formation des agriculteurs	% Des agriculteurs ayant une formation agricole complète	Eurostat (décennie 2000-2010)
Perte de zones humides	% De la superficie totale	CLC change 1990-2000
Produit intérieur brut (PIB)	Standard de Pouvoir d'achat par habitant	Eurostat (décennie 2000-2010)
Reboisement	% De la superficie totale	Corine Land Cover (CLC) change 1990-2000
Structure par âge (x3)	% De la population au sein de chaque classe d'âge	Eurostat (décennie 2000-2010)
Superficie agricole utilisée (UAA)	% De la superficie totale	Eurostat (décennie 2000-2010)
Surface urbaine	% De la superficie totale	CLC 2000
Taille des exploitations agricole	Hectares	Eurostat (décennie 2000-2010)
Terres arables	% De la superficie totale	CLC 2000
Tourisme	Nombre de lits dans les hôtels par km ²	Eurostat (décennie 2000-2010)
Urbanisation	% De la superficie totale	CLC change 1990-2000
Zone de Prairies	% De la superficie totale	CLC 2000
Zone forestière	% De la superficie totale	CLC 2000

Tableau 5. Liste des 26 indicateurs retenus par (Tzanopoulos *et al.*, 2013) qui affecte potentiellement la biodiversité en Europe. Ces données sont disponibles au niveau NUTS 3, NUTS 2 et NUTS 1.

(CLC = Corine Land Cover ; ESU = European Size Unit ; UAA = Utilised Agricultural Area).

II.2.c. Procédure de découpage des NUTS 3 sur le littoral

Nous avons découpé les côtes européennes en bandes de 10 km par 10 km jusqu'à un maximum d'une bande de 100 km à partir du trait de côte à partir de la plus haute résolution de la base de donnée GSHHG v 1.21 (Global Self-consistent, Hierarchical, High-resolution Geography) à la résolution la plus haute (Wessel & Smith, 1996) en utilisant le système géodésique mondial (WGS84).

En effet en considérant différentes dimensions pour le littoral (avec comme métrique la distance à la côte), notre objectif est de savoir à partir de quelle catégorie de bande littorale on observe des effets particulièrement notables sur le plan des risques pour l'environnement. On peut se demander quelle épaisseur de littoral concentre les risques les plus forts ou les plus nombreux sur le littoral.

Le choix de la taille des bandes s'est fait selon deux critères :

- (i) La résolution des NUTS de niveau 3 correspondait au plus près du découpage en bande de 10 km (avec de forte variation spatiale selon les régions) ;
- (ii) Ce découpage de la zone côtière ne montrait pas d'effet de seuil en termes de surface des bandes ou de nombres de NUTS en intersection (*i.e.* diminution progressive du nombre de NUTS 3 inclus dans la découpe et décroissance constante de la surface totale des bandes). Cette méthode crée 10 bandes de 10 km de large qui ont ensuite été intersectées avec les NUTS 3.

Pour chaque bande nous calculons (i) le nombre de NUTS 3 inclus ; (ii) la nouvelle surface ; (iii) le rapport entre l'aire originelle et la nouvelle surface (Figure 16).

Utilisation de données statistiques pour caractériser le littoral européen. -
Méthodologie



Figure 16. Découpage des littoraux européens en bande de 10 km de large. Ici l'exemple de la Grèce.

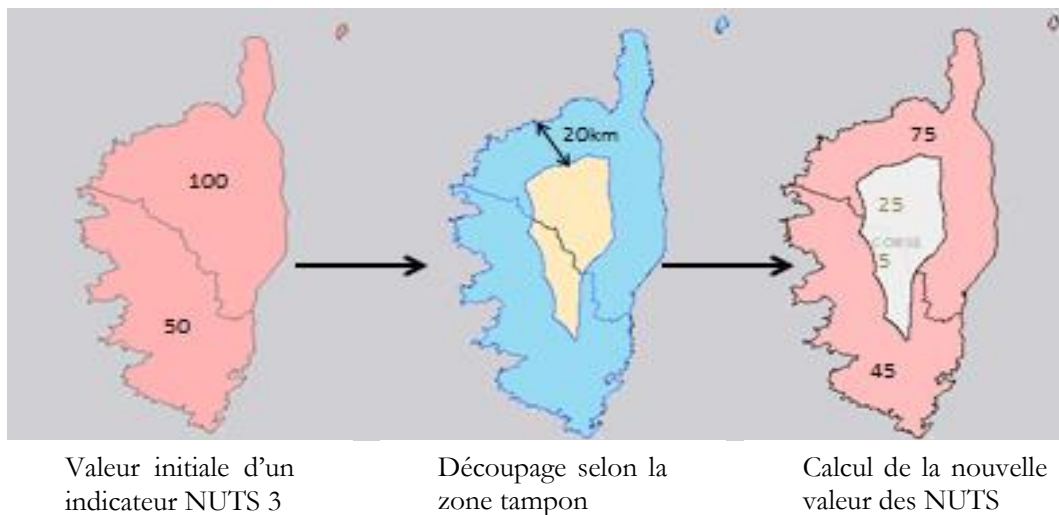


Figure 17. Les valeurs de chaque NUTS au sein de chaque bande littorale sont calculées par le rapport entre l'aire initiale (km²) et la nouvelle aire après découpe (km²). Les nouvelles valeurs sont proportionnelles à la surface découpée. Le rapport entre les surfaces indique si la nouvelle valeur est fortement modifiée ou faiblement modifiée.

Utilisation de données statistiques pour caractériser le littoral européen. - Méthodologie

Pour chaque indicateur de pressions humaines au sein des NUTS, nous avons corrigé cette valeur en fonction de la part de surface des NUTS restantes au sein de la bande (Figure 17). Cette procédure sous-entend que nous considérons que l'indicateur est réparti de façon homogène dans le territoire (*e.g.* chaque lit d'hôtel serait réparti uniformément au sein du NUTS entier spatialement). Nous savons que cette hypothèse forte est par définition irréaliste dans la mesure où l'ensemble des indicateurs aurait tendance à avoir une distribution irrégulière en patch.

Pour compenser cette hypothèse forte pour chacune des NUTS, un indice de fiabilité i (*i.e.* proportion voir Encadré 2) a été calculé directement à partir de l'estimation de la nouvelle donnée (Figure 18).

$i = 1$ signifie que l'unité NUTS se superpose intégralement au sein de la bande de découpage et donc que les données associées sont intégralement conservées.

$i = 0.5$ signifiant qu'uniquement 50% de la surface de l'unité NUTS se trouvent dans la bande côtière et les données sont réduites de façon proportionnelle en fonction de la surface commune.

(Pour plus de détails voir l'Annexe 4)

Encadré 2. Précision sur l'indice i .

Utilisation de données statistiques pour caractériser le littoral européen. -
Méthodologie

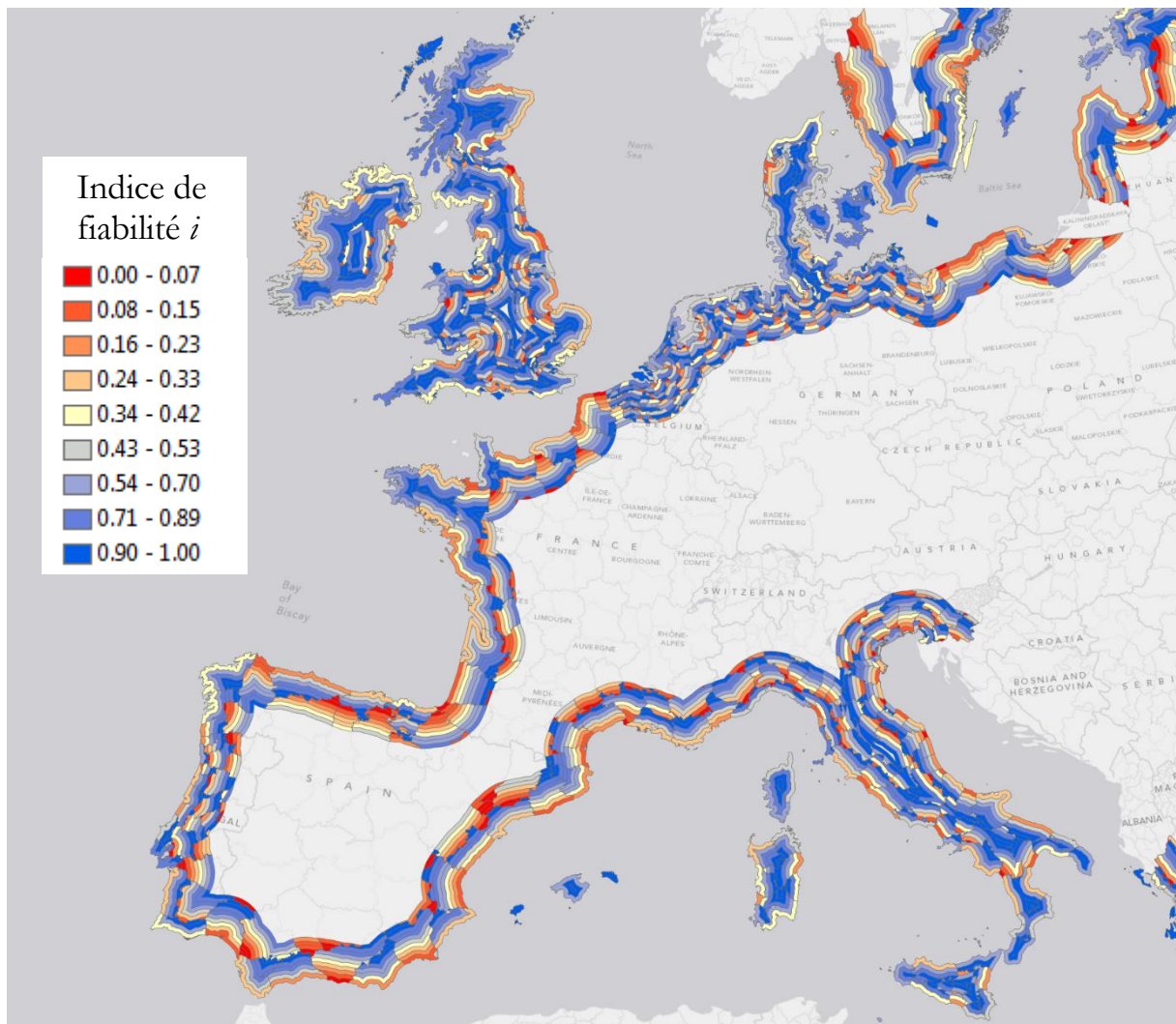


Figure 18. Carte du taux de fiabilité i du nouveau découpage des NUTS 3 en fonction de la distance à la côte. Plus on s'éloigne du trait de côte, plus la modification des valeurs des NUTS diminue pour chaque NUTS. En rouge = NUTS très modifiées par le découpage. En bleu = NUTS peu ou pas modifiées par le découpage. Les bornes des 9 catégories illustratives suivent une classification Jenks (Jenks, 1967).

Ce découpage permet : (i) d'uniformiser la surface des NUTS à l'échelle de l'Europe ; (ii) de ne conserver que les NUTS caractéristiques de chaque bande côtière (*i.e.* peu modifié par le découpage) ; (iii) d'identifier les NUTS trop larges pour être caractéristiques du littoral (*e.g.* Suède, Finlande) ; (iv) d'uniformiser l'ensemble des indicateurs au sein de chaque unité NUTS et de la distance par rapport au trait de côte.

Utilisation de données statistiques pour caractériser le littoral européen. -
Méthodologie

II.2.d. Procédure de traitement des indicateurs

Une fois les indicateurs récupérés sur le site Eurostat (données librement téléchargeables : <http://ec.europa.eu/eurostat/data/database>), nous avons uniformisé l'ensemble des données à tous les niveaux NUTS. Pour cela toutes les données ont été transformées en données quantitatives brutes pour l'ensemble des indicateurs (*i.e.* transformation des taux, pourcentage, densité, etc.). Les données récoltées possédaient aussi de nombreuses données manquantes (jusqu'à 23% par indicateurs, *i.e.* zones humides) ce qui a pu ajouter un autre niveau de complexité et d'incertitude. De nombreux indicateurs ne sont pas indépendants entre eux et leurs corrélations ont été prises en compte dans l'analyse.

Pour chaque bande de découpage, toutes les nouvelles valeurs des indicateurs ont été calculées proportionnellement à la surface quand cela était possible. Nous avons créé une nouvelle base de données qui contient l'ensemble des 27 indicateurs agrégés dans chaque bande littorale séparément (0-10 km, 10 km-20 km, etc.), dans chaque bande littorale conjointement (0-10 km, 0-20 km, 0-30 km, etc.) et cela pour chaque unités NUTS en Europe jusqu'à notre limite fixée des 100 km à partir du trait de côte.

II.3. Résultats

II.3.a. Transformation géomatique des NUTS

La transformation des unités NUTS 3 par les bandes littorales modifie le nombre de NUTS que l'on retrouve dans chaque bande. Dans la Figure 19, on remarque que plus la bande côtière analysée est grande plus le nombre de NUTS 3 utilisables pour la décrire est grande aussi. De plus le pourcentage de NUTS 3 fiables pour chaque bande augmente considérablement dans les 50 premiers kilomètres passant de seulement 12% de NUTS fiables à près de 50%. La superficie initiale des unités NUTS 3 fortement variables explique ce changement brusque en nombre de NUTS 3 inclus et en indice de fiabilité.

Taille de la bande côtière (km)	Nombre de NUTS total intersecté
0-10	403
0-20	441
0-30	484
0-40	525
0-50	560
0-60	586
0-70	609
0-80	627
0-90	665
0-100	683

Tableau 6. Nombre d'unité NUTS 3 intersectant les bandes littorales.

Le Tableau 6 indique le nombre d'unités NUTS 3 considérées comme littorales dans notre découpage. Pour rappel, Eurostat considère 375 unités NUTS 3 avec bordure avec la mer (Figure 15). Notre méthodologie ajoute 28 nouvelles unités NUTS 3 qui n'ont pas de frontière marine mais qui sont incluses dans la première

Utilisation de données statistiques pour caractériser le littoral européen. -
Résultats

bande de 10 km. Si on considère la bande maximale de 100 km de large, on augmente les nombre d'unités NUTS 3 incluses de 70% (i.e. 403 à 683).

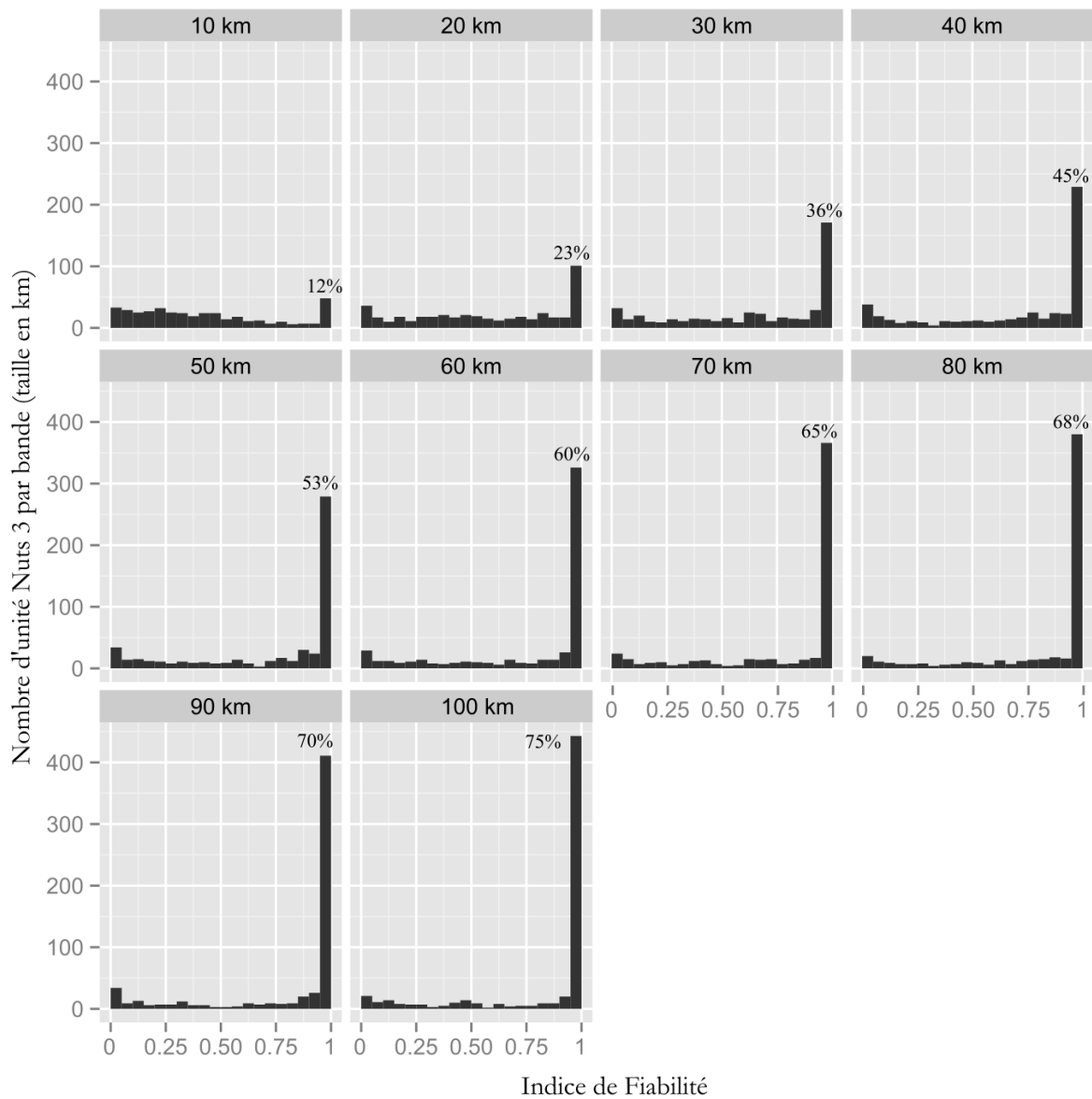


Figure 19. Nombre d'unités NUTS 3 par taille de la bande littorale en fonction de leur indice de fiabilité i . Le pourcentage dans chaque bande indique le taux de NUTS 3 inclus intégralement dans chaque bande à 90% de sa surface.

Utilisation de données statistiques pour caractériser le littoral européen. -
Résultats

Ce nouveau découpage permet d'accroître graduellement le nombre de NUTS considérées comme faisant partie de la bande littorale. Ainsi on évite la comparaison de NUTS de taille trop variable (*e.g.* Espagne/Suède, Figure 15 et 16).

II.3.b. Variation des indicateurs en fonction des zones tampons littorales

Pour chaque bande littorale et l'ensemble des NUTS intersectés, nous avons calculé la somme de chaque indicateur (*i.e.* population totale au sein de la bande 0 à 10 km) à partir du trait de côte. Pour les unités NUTS dont la fiabilité au sein de la bande considérée est très faible, la valeur de l'indicateur est pondérée par celle-ci. Cette précaution permet de :

- (i) Ne pas surestimer la valeur de l'indicateur et donc son importance dans la bande considérée
- (ii) D'homogénéiser l'indicateur au sein de toutes bandes dans laquelle l'unité NUTS est présente.

Par exemple, considérons l'unité NUTS la plus grande en Suède, le comté de Norrbotten dit SE332, (surface = 105 800km²) ; Le fait d'estimer sa population dans la bande 0-50 km alors que SE332 dépasse largement l'enveloppe de la bande par rapport à son indice de fiabilité, limite les chances de surestimer l'indicateur dans la zone concernée.

La Figure 20 permet de distinguer quatre groupes d'indicateurs avec des évolutions différentes selon la distance à la côte considérée. Pour calculer la valeur de chaque indicateur dans chaque bande littorale considérée, nous avons tout d'abord fait la somme de chaque indicateur dans tous les NUTS qui intersectent la zone

Utilisation de données statistiques pour caractériser le littoral européen. -
Résultats

pondérée par l'indice de fiabilité i . Puis nous avons transformé toutes les données des indicateurs pour les bandes pour faciliter la comparaison. Pour cela chaque indicateur sommé (x) a été normalisé entre 0 et 1 suivant la formule :

$$x = \frac{x - x_{min}}{x_{max} - x_{min}}$$

La valeur maximale de l'indicateur(x) est fixée à 1 et la valeur minimale à 0. Ainsi nous pouvons comparer relativement tous les indicateurs pour identifier des groupes qui réagiraient sensiblement de la même façon sur le territoire littoral. Cette standardisation des données a permis d'identifier quatre groupes réagissant différents sur les littoraux européens en fonction de la distance :

Le groupe 1 : Urbanisation, tourisme, perte surfacique de zone humide et prairie. Ce groupe atteint ces valeurs maximales dès les premiers kilomètres du littoral avec une empreinte maximale dans la bande des 0 à 10km. En effet dès les bandes suivantes, les valeurs de ces indicateurs chutent drastiquement dans la bande suivante (10-20km) puis plus lentement jusqu'à notre limite des 100 km.

Le groupe 2 : Zone forestière, surface agricole utilisée, zone de culture permanente. Ce groupe se caractérise par une décroissance forte et constante de ces valeurs entre le trait de côte et le territoire continental. Cependant il est moins sensible que le groupe 1 à la distance à la côte.

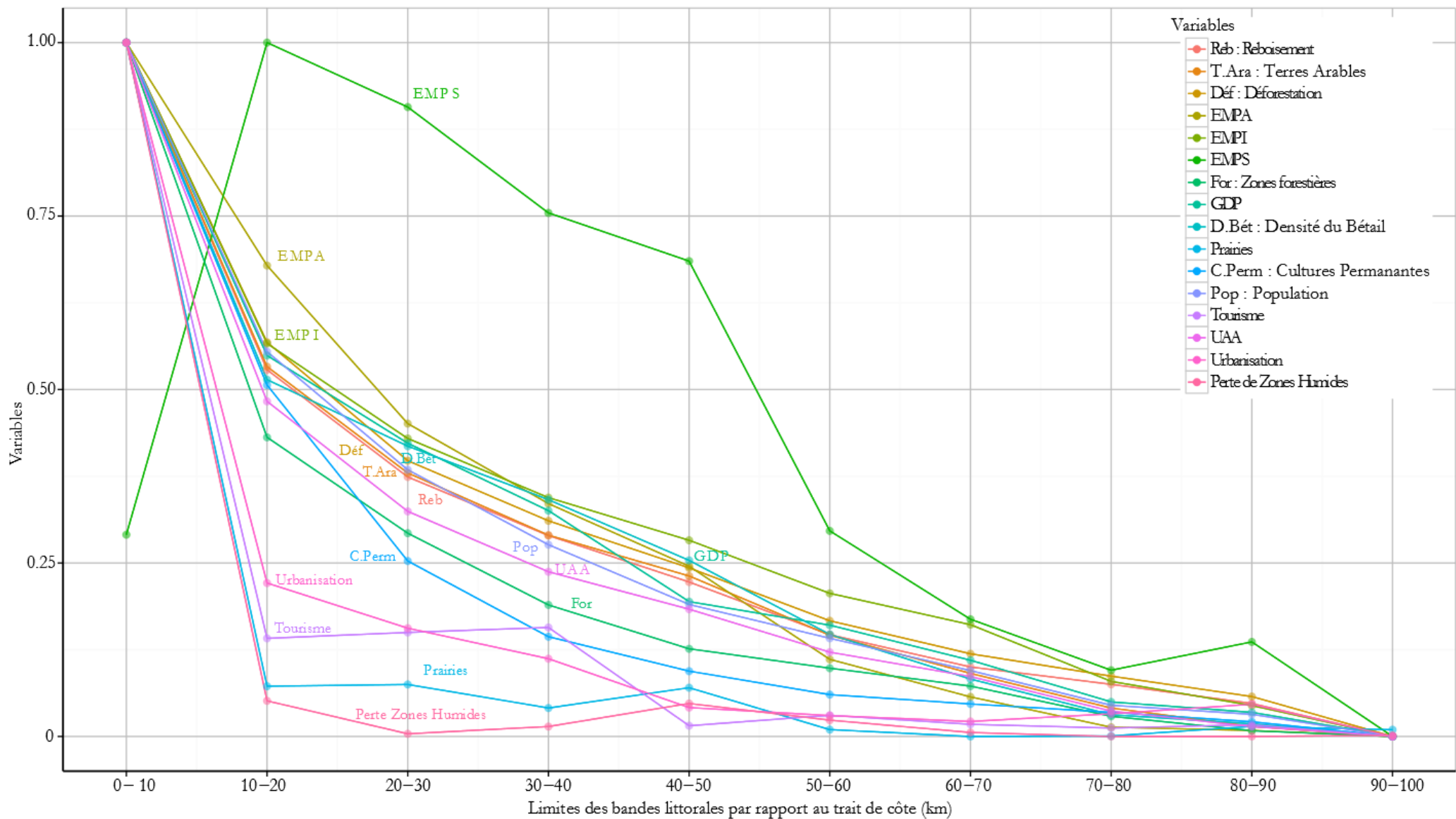


Figure 20. Variation des indicateurs en fonction des bandes littorales entre 1 (valeur maximale de l'indicateur) et 0 (valeur minimale). L'ensemble de ces indicateurs a toujours des valeurs maximales dans les premiers kilomètres à partir du trait de côte. On distingue 4 groupes d'indicateurs plus ou moins caractéristiques de la bande littorale.

Utilisation de données statistiques pour caractériser le littoral européen. -
Résultats

Le groupe 3 : Ce groupe se caractérise par une décroissance progressive de ces valeurs entre le trait de côte et le territoire continental. Cela indiquerait qu'ils ne seraient pas caractéristiques du trait de côte malgré des valeurs maximales proche de celui-ci. En effet la décroissance lente des valeurs totales de l'indicateur nous permet d'estimer qu'ils ne sont pas dépendants du littoral ou du moins pas directement.

Le groupe 4 : Uniquement constitué de l'indicateur du nombre d'emploi dans le secteur des services avec une valeur maximale dans la bande 10 à 20 km. En effet il semblerait que cet indicateur ne prenne pas de valeur maximale à proximité du trait de côte mais des valeurs très importantes de 10 à 60 km du rivage, à l'échelle de l'Europe.

Dans tous les cas on constate que les valeurs les plus fortes pour chaque indicateur ont tendance à être maximales proche du trait de côte. La relation entre les indicateurs et le littoral est schématisée par l'importance de la décroissance au niveau des premières bandes de littorales.

Ces résultats permettent d'estimer la valeur de chaque indicateur en fonction de la distance à la côte dans toutes les bandes analysées. Pour illustrer chaque groupe plus précisément, la distribution d'un indicateur pour chaque groupe identifié a été observée.

Pour obtenir ces graphes nous avons pour chaque indicateur calculé le box plot (diagramme de représentation de la médiane, quantiles et valeurs extrêmes) pour chaque bande littorale puis estimé la valeur de cette-ci à l'aide de d'une régression locale (LOESS, méthode de régression non paramétrique qui combine plusieurs régressions multiples) (Cleveland *et al.*, 1992). L'ensemble des autres estimations des indicateurs se trouvent en Annexe 8 et Annexe 9.

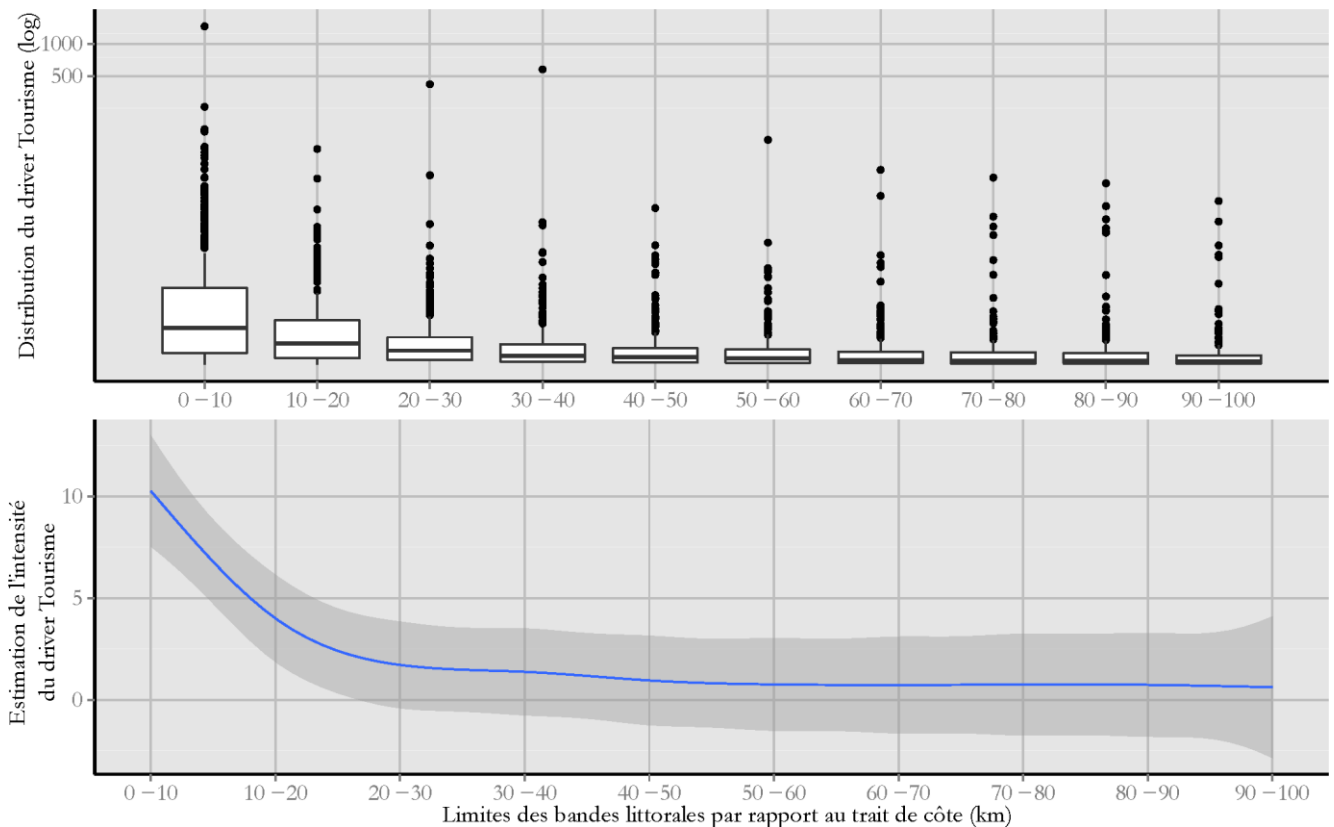


Figure 21. Box plot de l'indicateur tourisme représentatif du groupe 1 et estimation de sa valeur pour chaque bande littorale, la bande grise autour de la ligne bleue d'estimation est l'intervalle de confiance pour la valeur.

La Figure 21 montre le comportement des indicateurs du groupe 1 en fonction de la distance au trait de côte. En moyenne chaque unité NUTS de niveau 3 comprise dans la bande de 0 à 10 km du trait de côte contient près de 16000 résidents. Cette estimation diminue fortement jusqu'à un point d'inflexion contenu dans la bande 20 à 30 km. Les box plots de la population montrent tout de même qu'il existe des NUTS très spécifiques qui dépassent largement les valeurs médianes de l'indicateur. Ce qui sous-entend qu'il existe des NUTS dans lequel l'indicateur Tourisme est exceptionnellement grand.

Utilisation de données statistiques pour caractériser le littoral européen. - Résultats

Le groupe 1 est donc représentatif d'indicateurs fortement corrélés au littoral proche de la bordure marine et sont caractérisés par une forte décroissance dès les bandes suivantes.

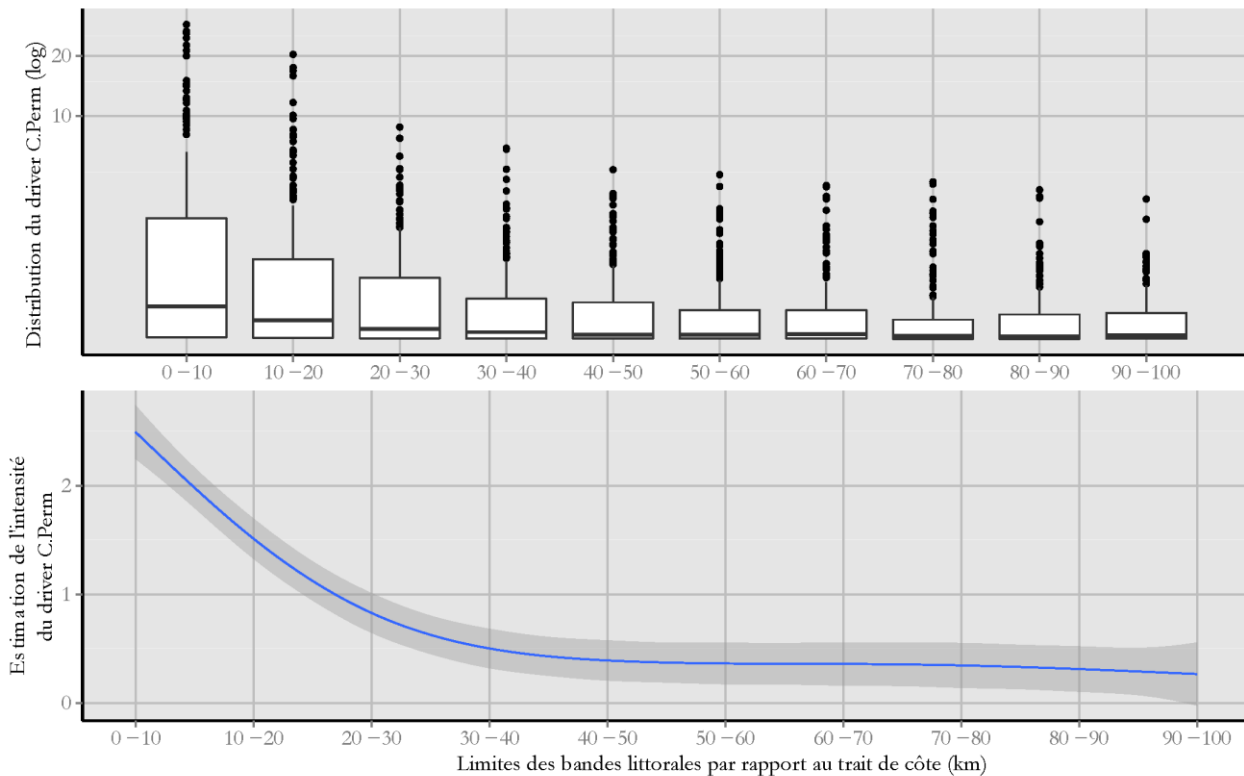


Figure 22. Box plot de l'indicateur des cultures permanentes représentatif du groupe 2 et estimation de sa valeur pour chaque zone tampon littorale, la bande grise autour de la ligne bleue d'estimation est l'intervalle de confiance pour la valeur.

La Figure 22 représente les indicateurs du groupe 2, ils sont sensibles à la distance à la côte avec des valeurs les plus hautes proches du trait de côte. Ils sont en moyenne moins influencés par la distance à la côte que le groupe 1 dans la mesure où les variations de valeurs sont moindres. Encore une fois ce sont les unités territoriales les plus proches du littoral qui présentent les plus grandes variations à la moyenne.

Les mesures de dispersion diminuent avec la distance à la côte comme le montre la distribution des box plots.

Utilisation de données statistiques pour caractériser le littoral européen. - Résultats

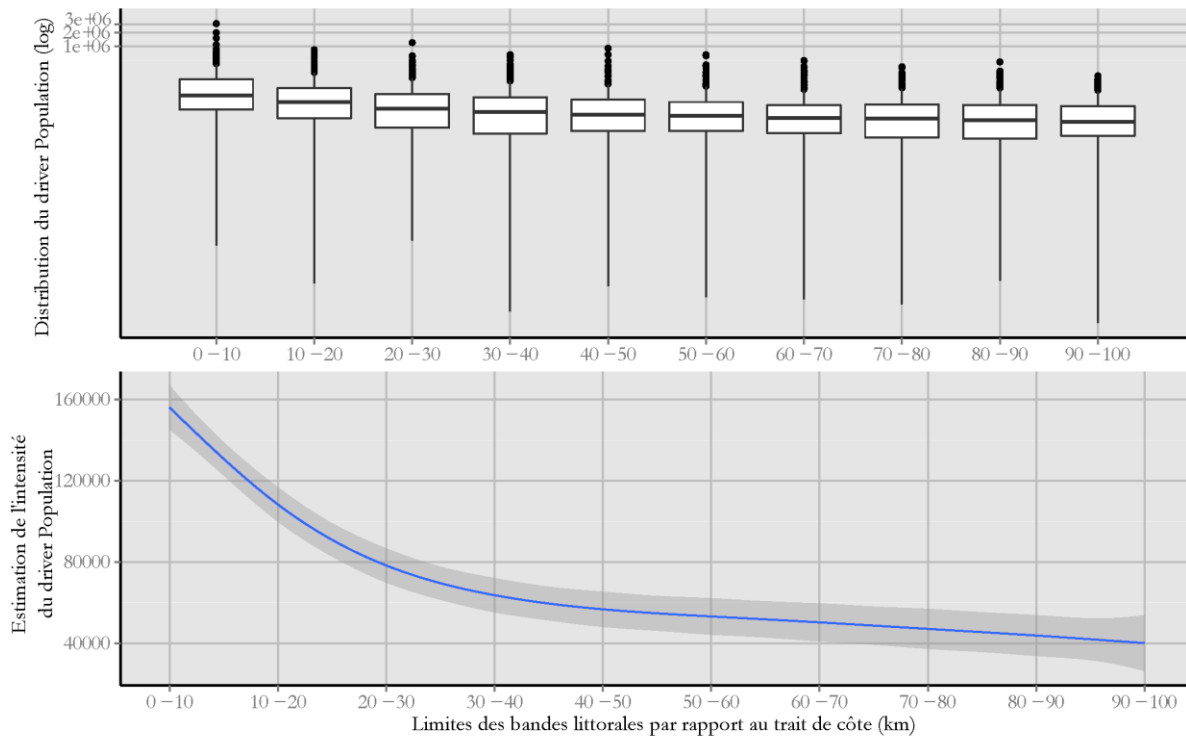


Figure 23. Box plot de l'indicateur de la population représentatif du groupe 3 et estimation de sa valeur pour chaque zone tampon littorale, la bande grise autour de la ligne bleue d'estimation est l'intervalle de confiance pour la valeur.

La Figure 23 représente les indicateurs du groupe 3, ils sont moins sensibles à la distance à la côte avec des valeurs hautes proches du trait de côte. Ils sont en moyenne moins influencés par la distance à la côte que le groupe 1 et 2 dans la mesure où les variations de valeurs sont encore moindres. Cette fois l'ensemble des unités territoriales présentent des variations similaires qui ne sont plus influencées par la présence du littoral. Les mesures de dispersion ne diminuent plus avec la distance à la côte comme le montre la distribution des box plots.

Ici on estime que la population est proche de 160 000 habitants par NUTS dans la bande 0-10km et diminue jusqu'à un plateau dans la bande 50-60 avec une valeur estimée à 50 000 habitants par NUTS 3.

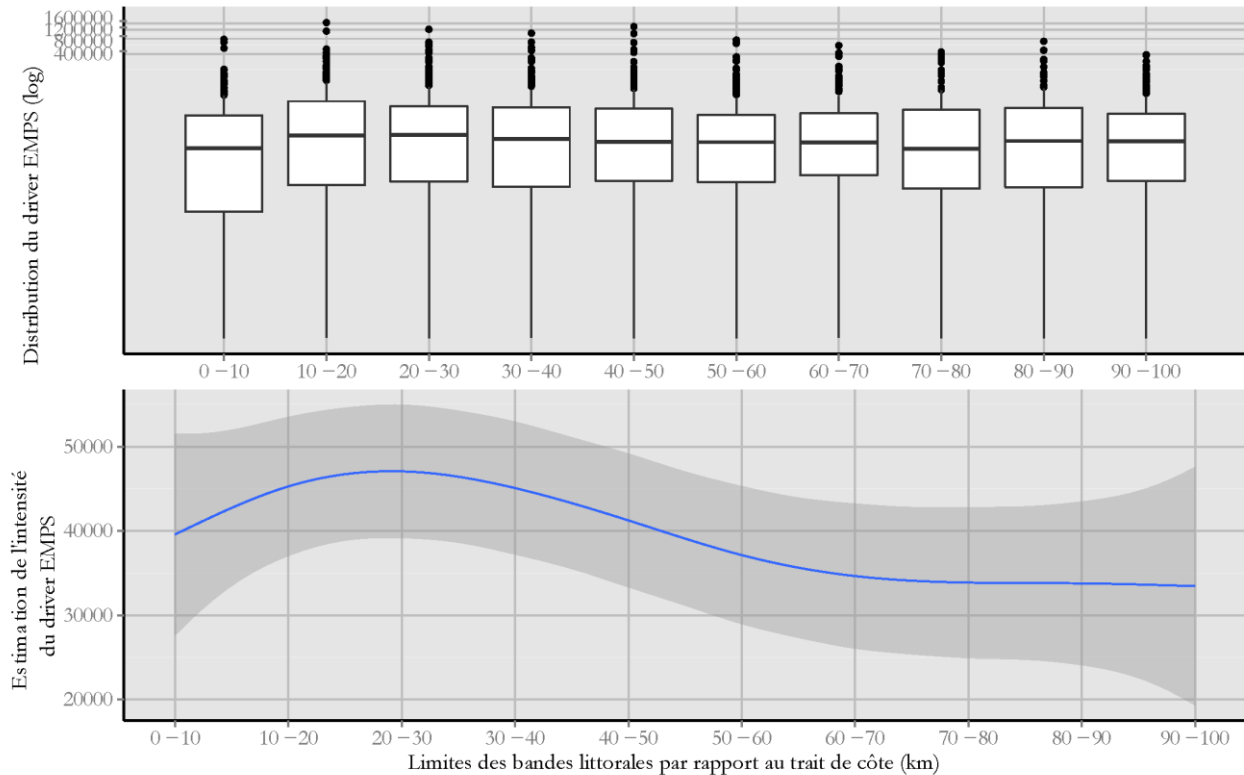


Figure 24. Box plot de l'indicateur du nombre d'emploi dans le secteur tertiaire le seul indicateur représentatif du groupe 4 et estimation de sa valeur pour chaque zone tampon littorale, la bande grise autour de la ligne bleue d'estimation est l'intervalle de confiance pour la valeur.

La Figure 24 présente le seul indicateur représentatif du groupe 4, c'est le seul indicateur qui ne possède pas sa valeur moyenne maximale à proximité de la côte. En effet ses valeurs sont maximales entre 10 et 40 km pour ensuite diminuer jusqu'à une valeur moyenne de 33000 emplois par NUTS dans la bande 90-100km. Cet indicateur ne semble pas directement influencé par la proximité du littoral.

La grande incertitude de sa valeur (bande grise) est la conséquence de la forte variation de valeur entre les NUTS et le nombre limité de NUTS contenant cette information.

Utilisation de données statistiques pour caractériser le littoral européen. - Résultats

Malgré les informations apportées par ces résultats cette méthodologie soulève un biais par la forme géométrique des bandes littorales. En effet chaque bande littorale entre 0 et 100 km sera de plus en plus concentrique et par conséquent le territoire analysé de plus en plus petit.

La Figure 25 conceptualise le biais que constitue la diminution progressive de la surface de chaque bande littorale. En effet chaque zone tampon qui s'éloigne de l'extérieur du cercle (*i.e.* le trait de côte) va par construction avoir une surface de plus en plus petite jusqu'au cas extrême elle ne peut être qu'un point.

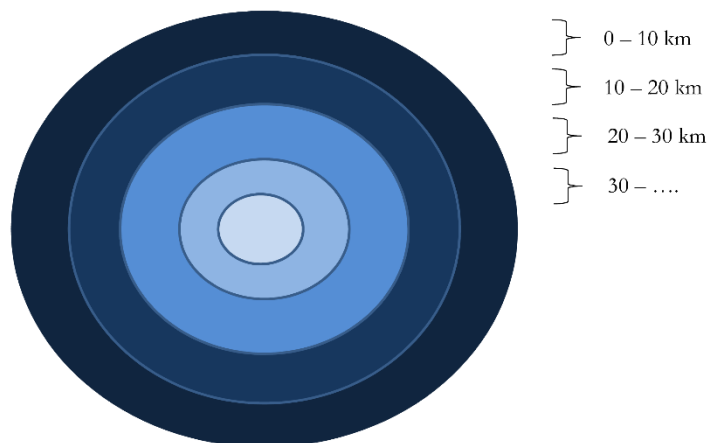


Figure 25. Schéma conceptuel du biais des bandes littorales concentriques.

Ce biais ne joue pas lors de l'estimation moyenne de la valeur des indicateurs dans les NUTS en fonction de leur géolocalisation par rapport au trait de côte car les valeurs sont estimées indépendamment de la surface totale.

Par contre lorsqu'on analyse les variations totales des indicateurs (*i.e.* somme dans les bandes), ce biais doit être pris en compte. Dans notre analyse des facteurs en

Utilisation de données statistiques pour caractériser le littoral européen. -
Résultats

fonction de la distance au littoral, il a fallu adapter notre méthodologie à ce biais. Pour cela, nous avons d'abord calculé la surface totale des dix bandes littorales.

Limite des bandes littorales (km)	Surface individuelle par bande (km ²)	Surface incrémentielle (km ²)
0 - 10	411746	411746
10-20	266534	678279
20 - 30	223161	901440
30 - 40	196984	1098424
40 - 50	179634	1278058
50 - 60	161613	1439670
60 - 70	149559	1589229
70 - 80	139833	1729062
80 - 90	133872	1862934
90 - 100	126065	1988999

Tableau 7. Surface des bandes littorales (km²) pour chaque bande considérée.

Le Tableau 7 montre qu'entre la première bande littorale et la dernière, la surface est divisée par trois (*i.e.* 411746/126065). Ainsi la somme des indicateurs pris en compte est intrinsèquement réduite par rapport au territoire qui est proximité immédiate du trait de côte.

Pour compenser cette inégalité, nous avons pondéré les résultats précédents par la surface totale de chaque bande est ainsi calculé non plus l'intensité mais la densité des indicateurs par bande.

Il faut toutefois noter que la première information (intensité) reste pertinente dans la mesure où elle correspond à la réalité géographique des NUTS pour l'Europe. Le biais aurait été inverse pour une autre configuration géographique. Par exemple une analyse de NUTS similaire autour de la Mer noire, bassin fermé, aurait tendance à analyser de plus en plus de surface à l'inverse de notre étude.

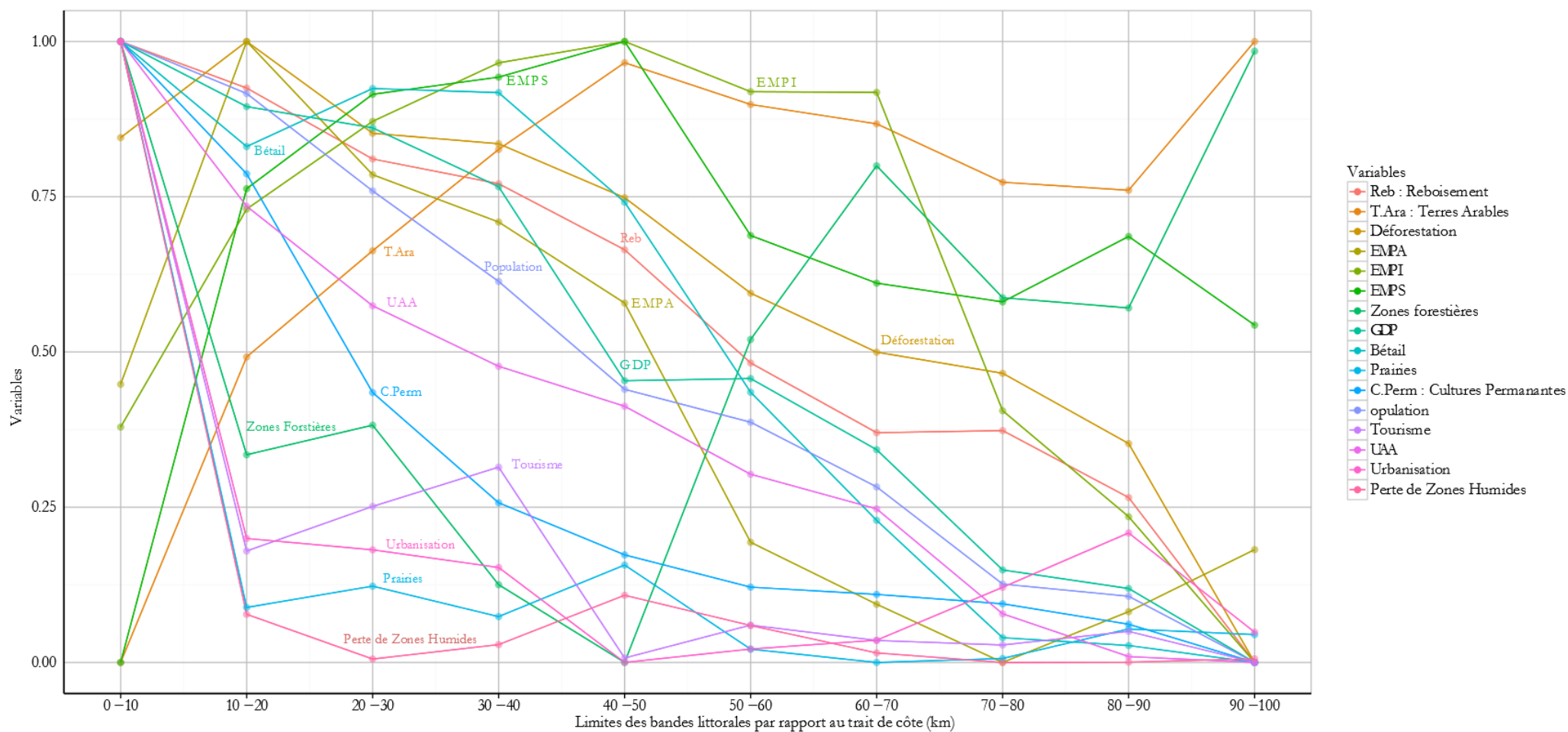


Figure 26. Variation des indicateurs normalisés par la surface de la zone tampon considérée. Les groupes précédemment décrits sont toujours les mêmes mais la relation avec le littoral change quand on considère les indicateurs en terme de densité et plus comme la sommes de ceux-ci dans les NUTS pour chaque bande.

Utilisation de données statistiques pour caractériser le littoral européen. - Résultats

La Figure 26 est plus complexe à analyser ainsi. En effet la densité des indicateurs permet justement de limiter l'influence de la superficie des bandes côtières et ainsi, permet de distinguer plus individuellement l'évolution de chaque indicateur. De ce fait pour faciliter sa représentation nous avons représenté chaque groupe identifié précédemment (1, 2, 3 et 4) dans un graphique différent (Figure 27).

La Figure 27 présente les indicateurs pondérés par la surface des bandes littorales. Les indicateurs dans le groupe A sont les indicateurs les plus caractéristiques du littoral proche. Le développement urbain et l'attraction des touristes est une composante intégrante et non-dissociable du trait de côte. L'attractivité des aménités et loisirs du domaine marin explique la forte fluctuation de valeur entre la bande 0-10 km et la bande 10-20 km. Les prairies et zones humides sont aussi caractéristiques du très proche littoral soit par nature (transition entre les deux milieux) ou par protection volontaire ou indirect des milieux littoraux. Le groupe B montre le même phénomène avec les zones forestières remplacé par des sols arables plus on s'éloigne du trait de côte. Ce remplacement de l'occupation du sol est probablement lié à la protection de la zone littorale très proche et d'une pression agricole croissante vers l'intérieur des terres.

Le groupe C montre l'attractivité forte du littoral avec des indicateurs dont les valeurs littorales sont maximums à la côte mais dont la dépendance au trait de côte est moindre. La relation entre ces indicateurs et la distance à la côte est monotone avec des valeurs maximums à la côte et minimums à l'intérieur des terres (~100km). Le groupe D présente le nombre de travailleurs en fonction du secteur économique. On remarque que les valeurs sont faibles ou moyennes au niveau de trait de côte et augmentent fortement à partir des 20 premiers km.

Utilisation de données statistiques pour caractériser le littoral européen. -
Résultats

La compétition sur le territoire littoral proche et les protections de ce même territoire entraînent un report des activités dans les zones proches du trait de côte mais moins compétitives et moins chères à l'installation.

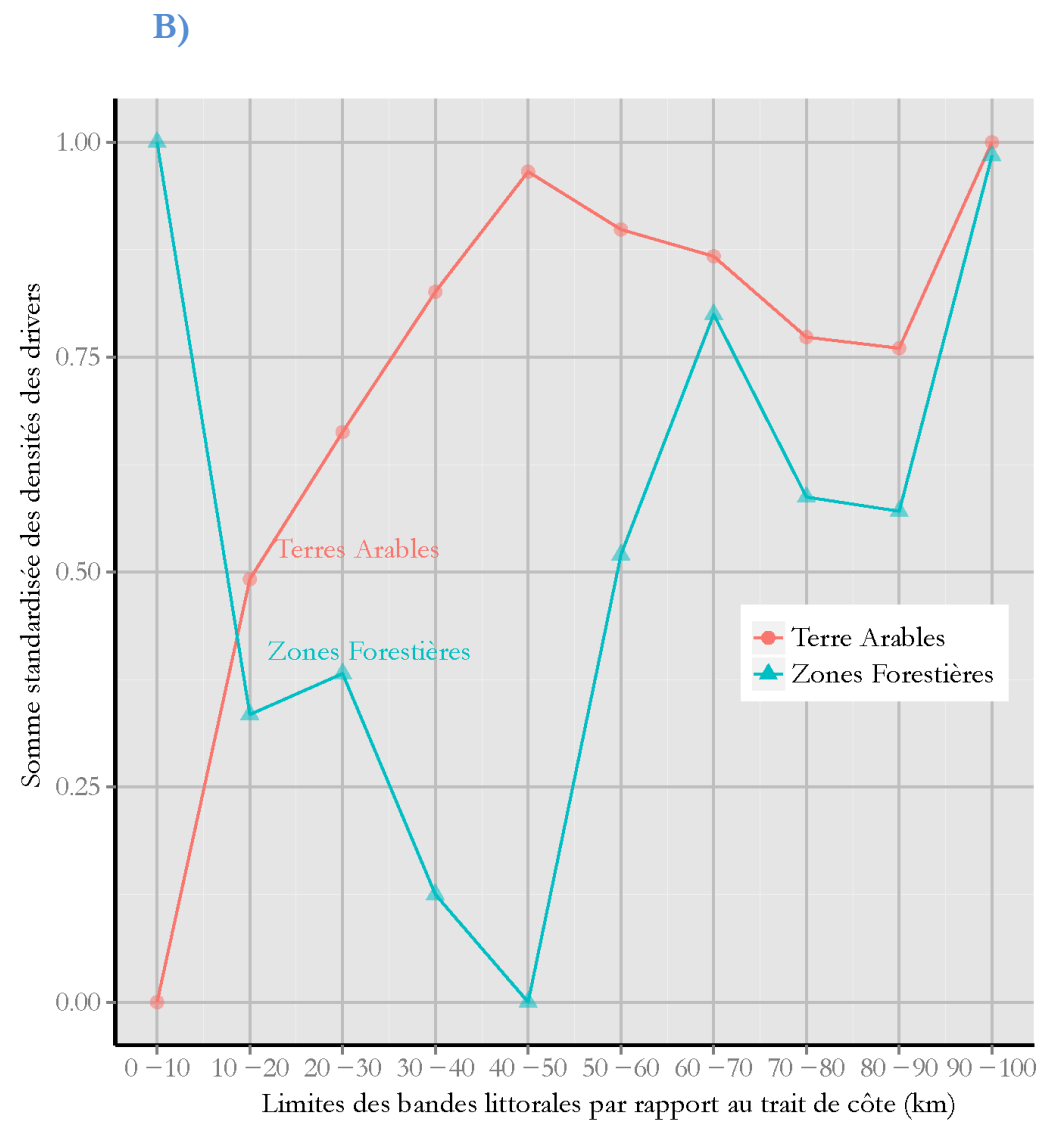
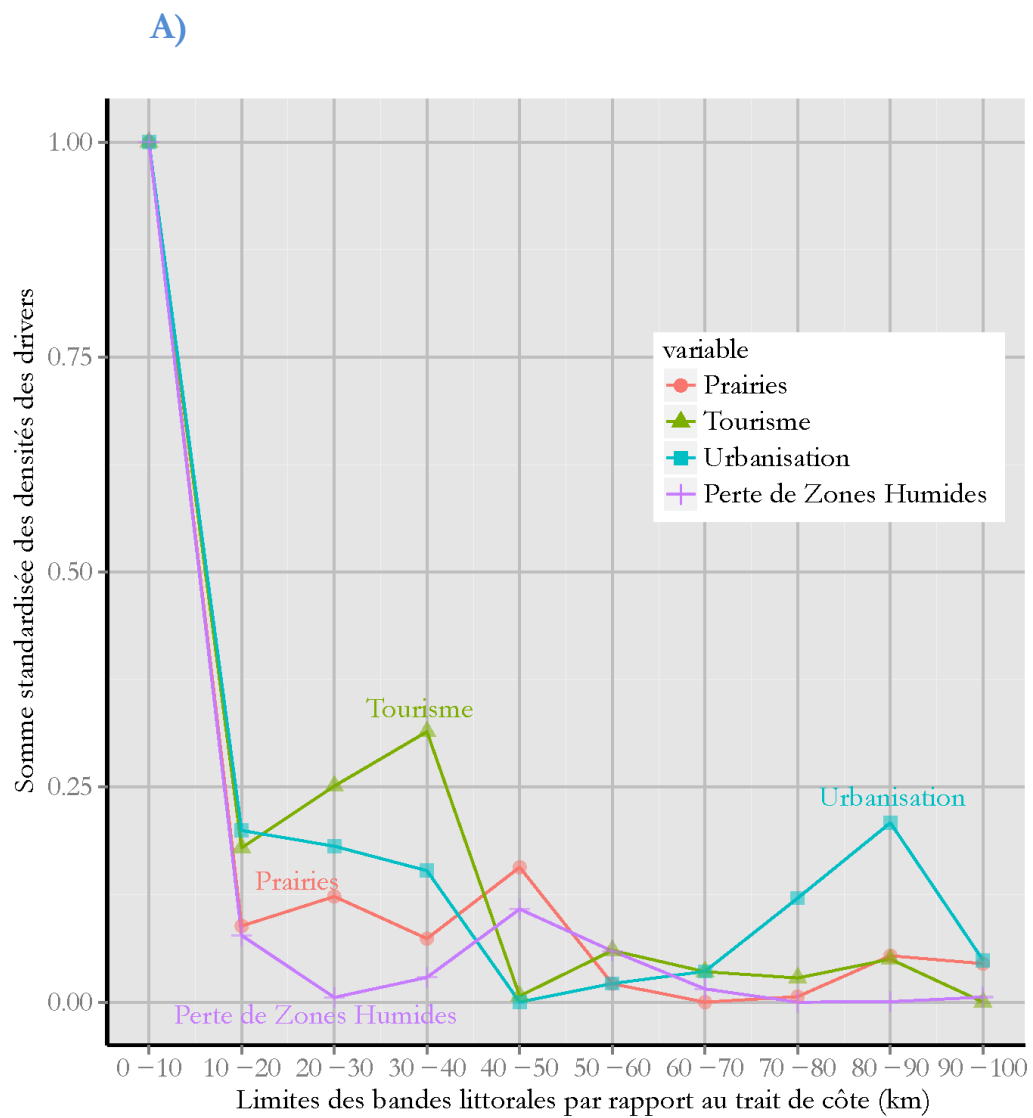


Figure 27. Densité des indicateurs en fonction de la distance au trait de côte et en fonction de leur sensibilité aux littoraux. Les valeurs de concentration sont généralement maximales au niveau du littoral proche (e.g. prairie, tourisme, urbanisation).

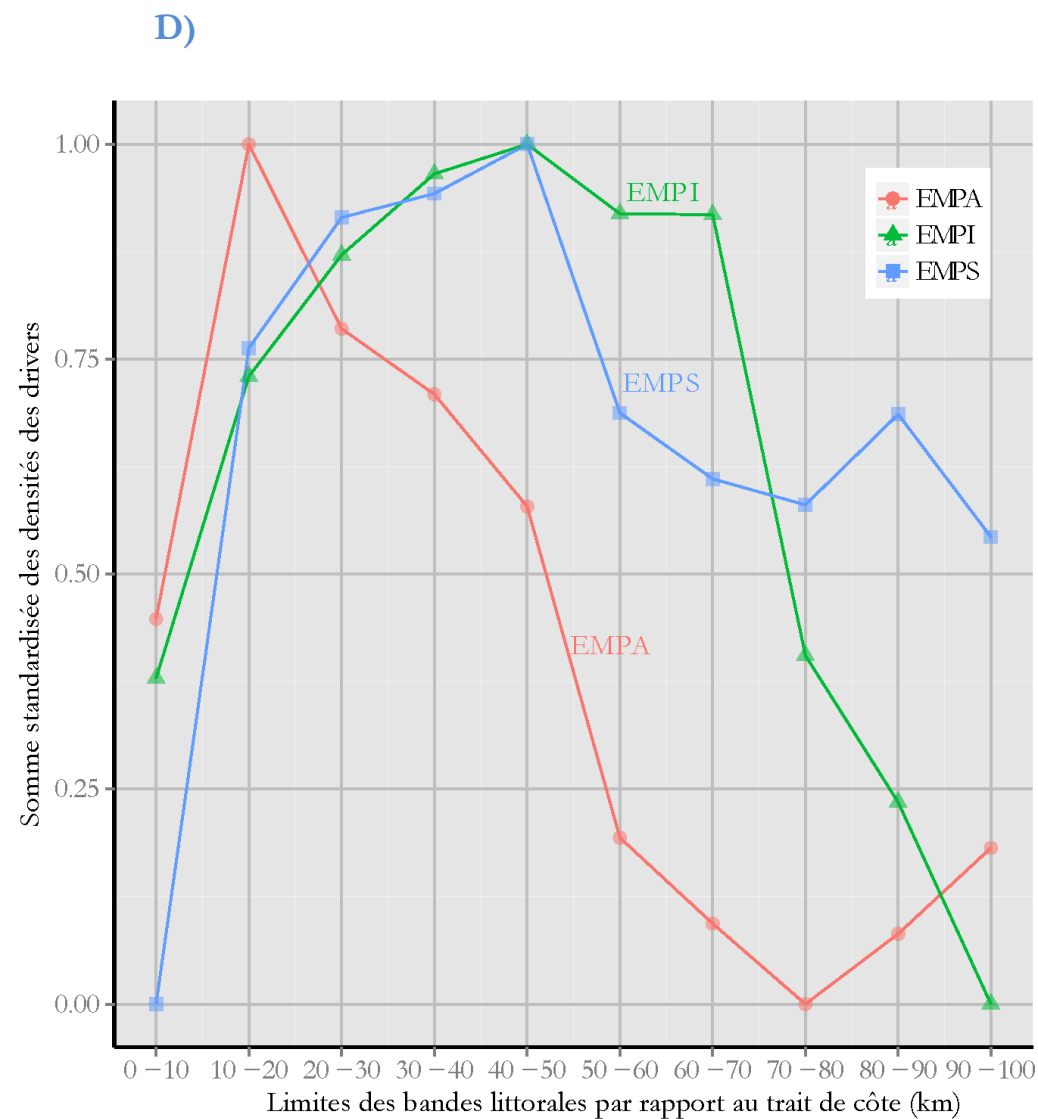
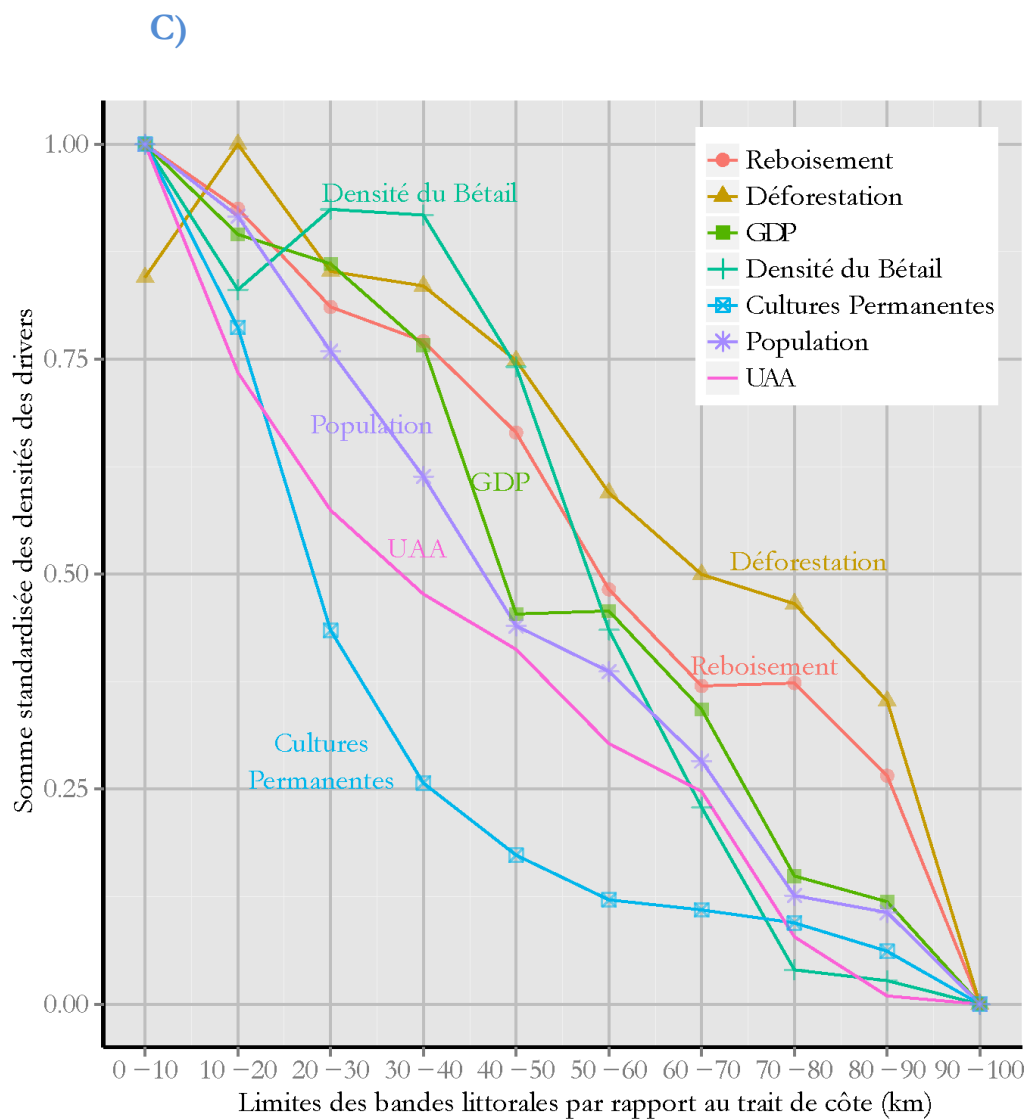


Figure 27 suite. Les indicateurs ont des variations de densité plus ou moins dépendantes par rapport à la distance à la côte.

Utilisation de données statistiques pour caractériser le littoral européen. -
Résultats

II.3.c. Résultats pour deux cas particuliers : La perte de surface en zone humide et le pourcentage de population littorale.

A/ La pourcentage de population résidente dans le littoral : une mise à jour

Comme nous l'avons montré dans le chapitre introductif, les limites métriques pour délimiter le littoral ne sont jamais les mêmes. Le Tableau 8 rappelle les chiffres que nous avons évoqués dans le chapitre introductif de cette thèse. Dans les 10 premiers kilomètres par rapport au littoral, plus de 13% de la population totale européenne est déjà présente.

Bande littorale et distance à la côte (km)	Population par bande (millions)	Population cumulée (millions)	Pourcentage	Augmentation
10	65,07	65,07	13,4	13,4
20	40,24	105,31	21,7	8,3
30	30,76	136,07	28,0	6,3
40	24,74	160,81	33,1	5,1
50	19,94	180,75	37,2	4,1
60	17,22	197,97	40,8	3,5
70	14,63	212,60	43,8	3,0
80	11,84	224,44	46,2	2,4
90	11,12	235,55	48,5	2,3
100	9,34	244,89	50,4	1,9
Total Europe des 27	485,50	485,50	100,0	

Tableau 8. Pourcentage de population littorale en fonction de la distance à la côte et augmentation de la valeur relative de ce pourcentage. Les valeurs de l'indicateur sont basées sur les données EUROSTAT de 2010. La taille des bandes varie entre le trait de côte et la limite de la zone tampon d'étude (10, 20,...,100 km).

Utilisation de données statistiques pour caractériser le littoral européen. - Résultats

Ce chiffre augmente graduellement jusqu'à la valeur de 50% pour la bande des 100km comme le rappelle la littérature. Pour rappel, notre méthodologie a tendance à sous-estimer la valeur des indicateurs dans les premières limites les plus proches de la côte (10, 20 et 30 km), car nous considérons que les pressions ont une distribution uniforme et que la résolution spatiale est plus petite. Cependant avec l'augmentation de la taille de la zone tampon, l'agrégation des données NUTS au sein de bande plus large augmente leur fiabilité. Par conséquent la valeur de 13,4 % de la population totale présente sur le littoral est un minimum et les projections pour le futur auraient plutôt tendance à réévaluer cette valeur à la hausse.

Le Tableau 8 apporte aussi le constat que l'augmentation de ce pourcentage au fur et à mesure de l'augmentation de la zone tampon d'analyse devient progressivement moins forte. Cela conforte la classification de l'indicateur Population dans le groupe 1, caractéristique du proche littoral, dans la mesure où les variations de celui-ci sont maximums dans les premiers kilomètres proches du trait de côte.

Nous confortons l'information selon laquelle plus de 50% de la population européennes vient à moins de 100km du trait de côte (*i.e.* 50,4%). L'intégration de plus de 683 unités NUTS 3 (dont plus de 500 ont une fiabilité supérieure à 0,9) contre 375 unités définies par l'Eurostat (Collet, 2010b), a permis une estimation plus robuste.

B/ La perte surfacique en zone humide, un problème du littoral à proximité du trait de côte

Les zones humides sont par nature proches du littoral puisqu'elles sont les écotones naturels entre milieu terrestre et milieu marins. Il était donc évident que l'indicateur de cette perte de territoire soit précisément très sensible à la distance au trait de côte. Nous vous présentons ici les valeurs estimées pour cet indicateur dans la Figure 28. Nous estimons qu'en l'espace de 10 ans (1990-2000), il y a eu transformation de 0,12 km² de zone humide en moyenne dans chaque NUTS proche du littoral (bande 0-10 km). Cependant comme le montre la distribution des boîtes à moustaches, l'absence de données pour de nombreux NUTS (Plus de zone humide et/ou absence de données) et le faible échantillonnage dû à l'absence naturelle de zone humide ne permettent pas d'offrir une estimation précise de cette valeur. En effet, plus la distance à la côte augmente, plus l'incertitude de cette valeur est élevée. Cette incertitude dans l'estimation n'est pas propre à cet indicateur car dans notre construction on ajoute de moins en moins de données par bande. Cependant l'effet est largement amplifié par la taille de l'échantillon. Cette incertitude croissante est aussi la preuve que cet indicateur fait partie du groupe 1 et cela de façon très dépendante car l'absence de données et la réduction de la taille d'échantillonnage avec l'éloignement de la côte est la preuve que cette pression n'est présente que sur la côte. En effet la rareté des zones humides, en s'éloignant du proche littoral, empêche la régression locale (LOESS) d'estimer correctement sa valeur dans la mesure où les données n'enregistrent plus de zones humides loin du littoral.

Utilisation de données statistiques pour caractériser le littoral européen. -
Résultats

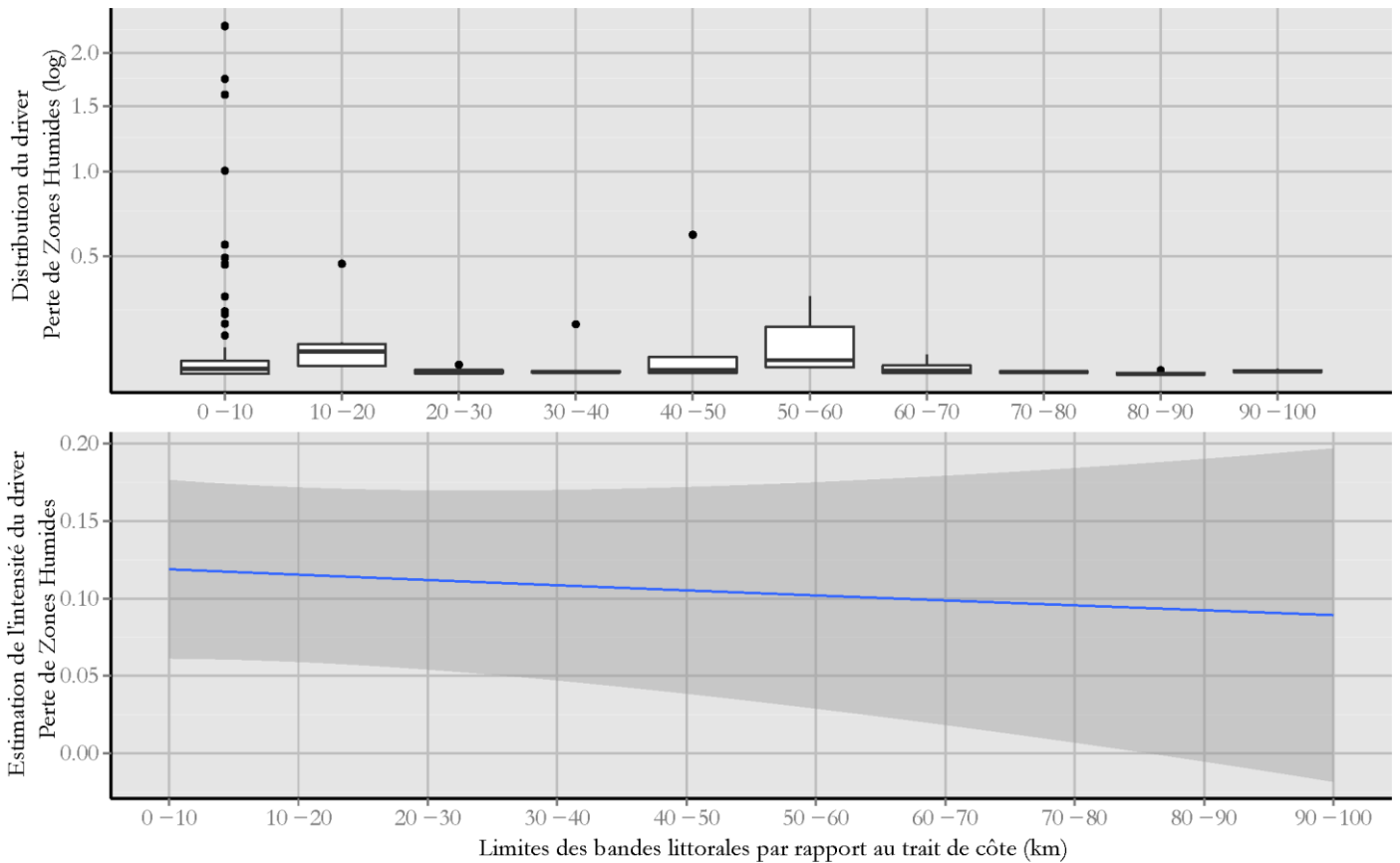


Figure 28. Estimation de la perte de territoire en zone humide (CLC change) en km² en fonction de la distance par rapport au trait de côte.

Cet indicateur est la preuve la plus parlante que les données NUTS, même si elles apportent de nombreuses preuves de l'influence du littoral avec d'autres indicateurs, ne permettent pas d'analyser précisément la problématique des zones humides dans la mesure où la résolution des données n'est pas suffisante pour approcher une problématique localement spécifique.

II.4. Discussion

Cette nouvelle méthodologie a permis de tenir compte de la grande disparité de surface entre les NUTS. Elle permet de mieux analyser les effets des activités humaines sur le littoral qu'une analyse simple par unités NUTS entières.

La plus grande caractéristique du littoral européen est la présence des valeurs maximales des indicateurs exclusivement dans la bande la plus proche du littoral. En effet sur les 16 indicateurs retenus, 15 ont une intensité maximale dans la première bande littorale de 0 à 10 km du trait de côte. Il est à noter toutefois qu'en termes de densité des indicateurs (*i.e.* normalisé par la superficie totale des bandes), seul 10 indicateurs restent maximaux au niveau du trait de côte. La majorité des indicateurs voit son intensité globale diminuer très fortement dès les premiers 30 kilomètres à la côte et en termes de densité à partir des 70 à 80 km à la côte. Ces résultats confirment le statut environnemental préoccupant des littoraux européens dans la mesure où malgré la diversité des indicateurs, ils réagissent de façon similaire (*i.e.* intensité maximale).

La mise en évidence de cette littoralisation des pressions humaines est préoccupante pour les environnements et leur santé sur ce territoire. La diminution des zones humides, milieux emblématiques de la biodiversité littorale, montre l'impact des changements locaux et globaux d'origine anthropique sur les littoraux.

Nous avons identifié quatre groupes d'indicateurs avec des relations différentes par rapport au littoral. Le groupe 1 est le groupe le plus dépendant face aux littoraux. En effet leur intensité et leur densité sont toujours maximales dans la bande 0-10 km quel que soit l'indicateur observé. Ce sont les indicateurs avec des risques potentiels sur les écosystèmes (*i.e.* *Zone humide*) les plus élevés. Il faut ajouter qu'ils subissent une chute drastique de leur intensité ou densité dès les 20 km, ce qui nous montre qu'ils

Utilisation de données statistiques pour caractériser le littoral européen. -
Discussion

sont particulièrement liés à l'attractivité socio-économique de la bande littorale. Le groupe 2 montre que les pressions restent fortes même lorsqu'on sort de l'espace le plus proche de la côte. Les groupes 3 et 4 regroupent des indicateurs de pression moins spécifiques du littoral. Nous pouvons rajouter que les seuls indicateurs qui montrent une augmentation de leur densité, sont les indicateurs d'évolution de la superficie en terre arable et en forêt qui voient leur concentration augmenter plus on s'éloigne de la côte. La diminution de la compétition pour le territoire et la transformation massive du territoire proche littoral expliquent cette tendance. Le seul driver qui ne montre pas d'intensité maximale sur le proche littoral est le nombre d'emplois dans le secteur tertiaire. Le secteur tertiaire étant fortement lié aux villes, notre hypothèse est qu'à l'échelle de l'Europe, un report des emplois tertiaires (banque, assurance, grande distribution) se fait vers les périphéries des villes avec notamment le développement de vastes zones d'activités commerciales. A l'inverse des grandes zones industrialo-portuaires qui, depuis les années soixante, ont vu le jour à la limite du trait de côte (*e.g.* Dunkerque 1963, Le Havre 1972), ces zones d'activités sont souvent localisées dans la partie la plus éloignée du littoral de l'espace urbain. On constate aussi que pour les trois secteurs économiques, la concentration du nombre d'employés n'est pas maximale directement sur le proche littoral mais plutôt dans la bande de 10 à 30 km. La présence du littoral augmente la diversité des activités économiques possibles et en théorie le nombre d'emplois ; cependant les politiques récentes de préservation du littoral limitent les implantations de grands bâtiments d'entreprises à proximité du trait de côte.

D'après Gascuel-Odoux *et al.*(2015), les prairies auraient vu leur surface diminuée par trois entre 1950 et 2013 en France au profit de zones cultivées ou boisées. La protection du littoral plus forte de ces dernières années expliquerait donc la plus forte présence de prairie aux abords du trait de côte (*e.g.* Protection des dunes). Il en va de

Utilisation de données statistiques pour caractériser le littoral européen. -
Discussion

même pour la forte présence de surface boisée dans la bande 0-10 km. A l'inverse, dès les bandes 10-20 km, l'augmentation forte de zones arables est expliquée par l'augmentation de l'agriculture dans ces zones (EMPA augmente fortement également). Le territoire littoral est une région très attractive, cependant les politiques de protections et le marché foncier et immobilier limite la progression des activités fortes consommatrices d'espace à l'abord immédiat du trait de côte.

Le nouveau découpage des littoraux européens reste dépendant des découpages NUTS 3 existants. Même si notre méthodologie améliore la description des littoraux européens, elle n'est pas applicable pour la collecte des données Eurostat et ne peut donc servir d'enveloppe d'agrégation aux données européennes. Il ne serait donc pas envisageable de collecter des données à l'échelle de l'Europe dans des carroyages comme le nôtre. Cependant l'obtention de données à des échelles plus locales telles que celles des UAL 1 et 2 pourrait être agrégée à une méthodologie comme la nôtre pour offrir des évolutions d'indicateurs ou de pressions sur le territoire littoral en augmentant la précision et la résolution des données.

Les quatre groupes identifiés aident à mieux saisir comment chaque indicateur peut être utilisé pour mieux comprendre les pressions anthropiques sur le littoral. En effet les indicateurs de type groupe 1 sont les plus sensibles à la distance à la côte et par conséquent devraient idéalement être décrits par des données à une résolution plus fine dans une bande de 10 à 20 km. Les groupes suivants nécessitent des résolutions d'analyse moins fines sur le territoire littoral. Comme la plupart des indicateurs anthropiques, ils sont sensibles aux phénomènes de littoralisation. Cependant on peut considérer que les groupes 3 et 4 ne peuvent pas être analysés en

Utilisation de données statistiques pour caractériser le littoral européen. -
Discussion

ne considérant que la problématique de l'espace littoral proche du trait de côte dans la mesure où leur variation n'est pas uniquement dépendante de cette proximité.

Cette étude a également permis d'observer réellement la variation de l'indicateur du pourcentage de population littorale en fonction de la distance à la côte. Malgré l'agrégation des données en bandes de 10 en 10 km, nous avons pu confirmer la présence de plus de 50% de la population européenne à moins de 100 km du trait de côte et plus de 13% de la population directement à proximité du trait de côte (0-10 km).

CHAPITRE 3

Typologie des littoraux européens

III. Typologie des littoraux européens

III.1. Introduction

Le chapitre précédent nous a permis de mieux identifier les délimitations spatiales du littoral et quelles pressions opéraient principalement sur les littoraux européens et à quelles distances du trait de côte. Les variations d'intensité relative et de densité des indicateurs en fonction de la distance à la côte montrent un effet net de la proximité avec le trait de côte pour la grande majorité des indicateurs de pressions humaines. L'identification de quatre groupes d'indicateurs réagissant différemment à l'influence du territoire marin et à proximité du trait de côte soulève une nouvelle question. En effet, les pressions humaines attendues changent en fonction de la proximité au trait de côte mais existe-t-il de façon analogue des regroupements de territoires littoraux qui partagent les mêmes contextes à l'échelle de l'Europe ? Est-ce que des regroupements de NUTS subissant les mêmes pressions à l'échelle de l'Europe se dégagent ? Ou inversement est-ce que les littoraux ne montrent pas de différences face aux pressions anthropiques en fonction de leur localisation et de leurs contextes régionaux ou nationaux ?

Le second objectif de la thèse a été d'utiliser le découpage que nous avons effectué dans nos unités NUTS 3 pour cette fois : (i) identifier les relations entre les indicateurs ; (ii) créer une typologie des littoraux européens ; (iii) identifier des profils littoraux à l'échelle de l'Europe.

En effet pour comprendre les contextes différents entre les littoraux, nous désirons regrouper les NUTS par ensemble de pressions cohérentes et tenter de

décrire différents types de littoraux face aux pressions humaines. D'autres travaux scientifiques ont également classifié le territoire en fonction d'indicateurs environnementaux ou socio-économiques (*e.g.* Martínez *et al.*, 2007, avec une limite de 100km ; Kull *et al.*, 2006, au sein des NUTS 2 et 3). Martínez *et al.* (2007) classifient les pays du globe (163 pays) et leurs littoraux en 8 groupes homogènes (ou clusters) en fonction 8 indicateurs côtiers. Ces groupes identifient les enjeux majeurs pour chaque pays quant à la gestion du territoire côtier et offrent ainsi une hiérarchisation des réglementations à mettre en application.

Nous appliquerons des analyses multivariées à l'ensemble des bandes littorales pour dégager des tendances et groupes dans la base de données large que nous avons utilisée. Notre jeu de données possède 5584 individus (NUTS 3 découpés) pour 18 variables (indicateurs, fiabilité, surface).

L'intérêt de notre typologie prend ici aussi de la valeur car nous pouvons ainsi identifier des groupes de taille variable et estimer si le changement de tailles des agrégations change l'analyse qui est faite sur le territoire européen.

III.2. Méthodologie

Nous allons suivre la méthodologie appliquée par Abdi et Valentin (2007) pour traiter nos données NUTS 3. Nous cherchons à catégoriser les littoraux européens à macro-échelle tout en continuant de modifier les tailles du littoral en bandes allant de

10 km de largeur à 100 km en utilisant la projection European Terrestrial Reference System 1989 (ETRS89²⁹).

Pour cela nous allons effectuer une Analyse à Facteurs Multiples (AFM) sur l'ensemble de nos données quantitatives pour décrire chaque unité NUTS littorale découpée par les différentes bandes côtières. La méthode consiste à d'abord réaliser une Analyse en Composantes Principales (ACP) sur un sous-ensemble du jeu de données qui est ensuite normalisé en divisant les valeurs par la racine carrée de la valeur propre obtenue lors de l'ACP. Ceci vise à diminuer la sur-contribution de valeurs extrêmes dans la création des dimensions de l'ACP (Package FactoMineR). Ensuite les données normalisées sont agrégées pour obtenir une matrice unique dans lequel une seconde ACP globale est réalisée.

L'intérêt de cette méthode est d'éviter qu'un groupe d'échantillons avec une structure dominante ne l'emporte sur l'ensemble des données (*i.e.* Population littorale extrême sur certains NUTS 3) sans pour autant devoir retirer cette information du jeu de donnée. En effet une première analyse ACP a montré une influence trop importante des unités NUTS « exceptionnellement » influencées par des indicateurs humains (Iles ou très grande villes côtières). Pour ne pas exclure ces unités de l'analyse ou les traiter à part, il a donc fallu appliquer une méthode supplémentaire.

Nous avons choisi de diviser notre ensemble de données NUTS 3 en fonction de la variable population qui représente le nombre total de personnes habitant dans une unité NUTS grâce à une classification Jenks. La méthode d'optimisation Jenks, également appelée méthode des seuils naturels de Jenks, est une méthode de

²⁹ Cette projection azimutale équivalente de Lambert permet de conserver localement les surfaces.

classification de données visant à déterminer le meilleur arrangement des valeurs en différentes classes. Ceci est fait en cherchant à minimiser l'écart moyen de chaque classe à partir de la moyenne de la classe, tout en maximisant la déviation de chaque classe à partir de la moyenne des autres groupes. En d'autres termes, le procédé vise à réduire la variance dans les classes et maximiser la variance entre classes (Jenks, 1967). Cette classification servira de découpage dans le jeu de données principales pour les ACP de standardisation (Figure 29).

Une autre problématique à l'échelle de l'Europe dans les données NUTS est la présence de nombreuses données manquantes pour les indicateurs entre les Pays et/ou pour les différents niveaux de NUTS. Les ACP ne peuvent être effectuées sur des variables avec données manquantes ; il a fallu trouver une solution face à ce problème. Une première solution aurait été de supprimer les lignes avec des données manquantes. Cependant cette méthode élaguait trop notre base de données et ne correspondait pas à nos attentes car elle éliminait beaucoup d'informations au sein de nos indicateurs et de nos bandes littorales. La seconde solution consiste à remplacer les données manquantes par la moyenne de la variable de l'indicateur. Cependant cette méthodologie reste grossière et entraîne de grandes distorsions dans les dimensions et la structure des résultats obtenues dans les ACP. Cette méthode d'imputation a donc également été éliminée. Pour gérer les données manquantes en ACP nous avons utilisé le package `missMDA` dans le logiciel statistique R qui propose une alternative plus avantageuse (Josse & Husson, 2012).

Typologie des littoraux européens - Méthodologie

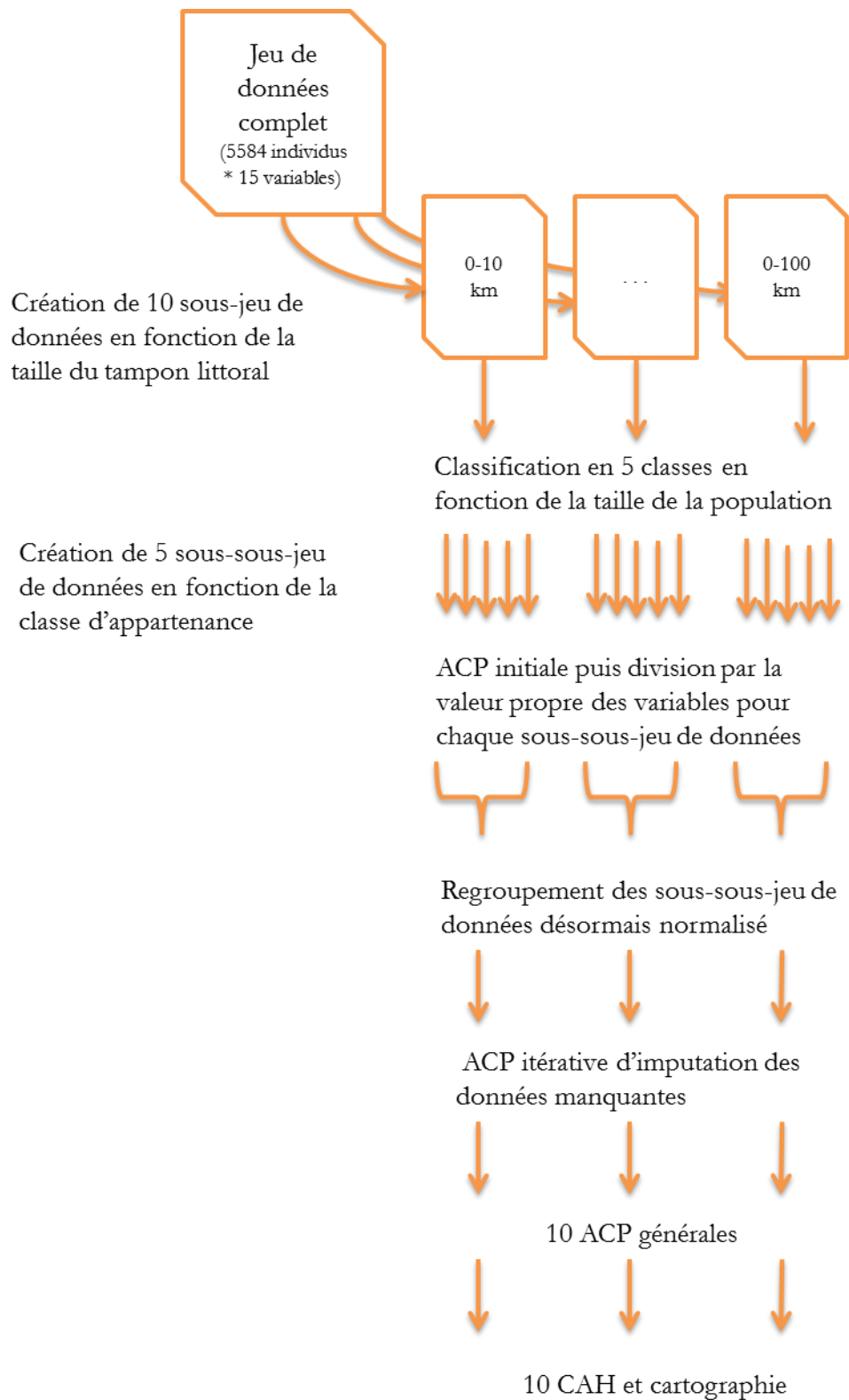


Figure 29. Diagramme de notre méthodologie.

Tout d'abord une première ACP à 5 dimensions³⁰ est réalisée sur l'ensemble du jeu de données avec une imputation par la moyenne (remplacement des données manquantes par la moyenne de l'indicateur) puis on remplace les données manquantes par les nouvelles coordonnées issues de l'ACP (coordonnées dans les 5 dimensions). La dernière étape consiste à recommencer des ACP itératives avec les nouvelles données manquantes imputées (nouvelles coordonnées) jusqu'à la convergence des résultats (forte stabilisation des valeurs de l'ACP). L'intérêt de cette méthodologie est de remplacer l'ensemble des valeurs absentes par de nouvelles valeurs qui n'auront pas d'influence dans la réduction de dimension qu'effectue l'ACP mais de réaliser l'ACP sur l'ensemble de toutes les autres données malgré les données absentes sans tronquer le jeu de données.

Nous avons choisi de réduire le nombre d'indicateurs à neuf indicateurs importants en termes d'impacts environnementaux :

La surface urbaine, le tourisme, les cultures permanentes (= la part des cultures permanentes), le reboisement, la déforestation et les surfaces en forêts, la densité de bétail et la surface en prairie, et comme évoqué précédemment la population dans les NUTS.

Ces neuf indicateurs serviront à la construction des dimensions de l'ACP car ils possèdent peu de données manquantes à l'échelle de l'Europe. Les autres indicateurs pourront être représentés sur les axes sans pour autant prendre part à la construction de ceux-ci (*i.e.* en tant que variables supplémentaires). Les unités NUTS les plus

³⁰ Le nombre de dimension idéale est calculé par l'algorithme missMDA en fonction du jeu de données.

extrêmes dans la base de données (*i.e.* villes proches du littoral, îles touristiques) peuvent être aussi écartées dans la construction des axes de l'ACP mais être tout de même représentées dans les dimensions en tant qu'individus supplémentaires³¹.

Comme nous l'avons présenté nous effectuerons une ACP sur ces données suivie d'une Classification Hiérarchique Ascendante sur Composante Principale (CAH ou HCPC³²) sur les résultats de l'ACP (Baccini & Besse, 2005; Husson *et al.*, 2010). La CAH directement à la suite de l'ACP permet de mieux identifier les différents groupes de littoraux dans notre base de données car nous effectuons l'analyse sur la répartition qui explique le plus la variabilité entre les données (*i.e.* Dimension 1, 2, 3, 4 et 5). La CAH utilisera uniquement les 5 premières dimensions de l'ACP (*i.e.* décroissance des valeurs propres des dernières composantes faibles) même si nous ne représenterons graphiquement que les 3 premières dimensions issues des ACPs par la suite. Nous utiliserons pour notre CAH la distance de Ward (Ward Jr, 1963; Murtagh & Legendre, 2011) qui maximise les différences entre les groupes en minimisant les différences intra-groupes. La distance de Ward est une mesure de la dissimilarité entre deux groupes (Legendre *et al.*, 2012) sans définir *a priori* le nombre de groupes (cluster) le plus approprié pour distinguer les individus.

Dans le chapitre 1, nous avons pondéré l'ensemble de nos données par un indice de fiabilité *i* et plus tard par la surface totale de chaque bande littorale analysée. Dans cette objectif de la thèse, il n'est plus possible de considérer chaque indicateur comme

³¹ Res.data\$dataclut et Res.data\$desc.var

³² Hierarchical Clustering on Principal Components

homogène car nous analysons les unités NUTS une par une et non plus agrégées au sein d'une large bande côtière. Dans ce cas-ci nous n'avons conservé dans l'analyse de chaque indicateur que les unités NUTS3 littorales dont l'indice de fiabilité était supérieur ou égal à 0,7. Nous analyserons donc dans chaque bande littorale uniquement les unités NUTS dont plus de 70% de la surface est comprise dans la bande analysée. Nous avons choisi la valeur de 70% car (i) elle est suffisamment élevée pour offrir une précision suffisante ; (ii) elle n'a pas montré d'effet de seuil (*i.e.* ajouts ou retrait massif d'unité dans l'analyse, voir Annexe 6) ; (iii) ce seuil permet de conserver de nombreuses unités qui autrement ne seraient pas prises en compte dans d'autres analyses (Collet, 2010b).

Cette méthodologie a été appliquée à chaque bande littorale suivante : 0-10,0-20,0-30... jusqu'à la limite d'une bande de 100km et sur l'intégralité des NUTS qui respectaient la fiabilité susnommée. Cette procédure permettra d'étudier des bandes homogènes d'ensemble d'unité NUTS cohérentes à la macro-échelle de l'Europe des 27. L'analyse directe des NUTS aurait biaisé notre analyse de typologie des littoraux dans la mesure où la surface des NUTS aurait été encore une fois trop hétérogène (Rappel Figure 15).

III.3. Résultats

Pour simplifier la compréhension et la restitution des résultats, nous présentons trois tailles de bandes littorales caractéristiques : le proche littoral (0-10 km), le moyen littoral (0-50 km), le grand littoral (0-100 km) (Figure 30).

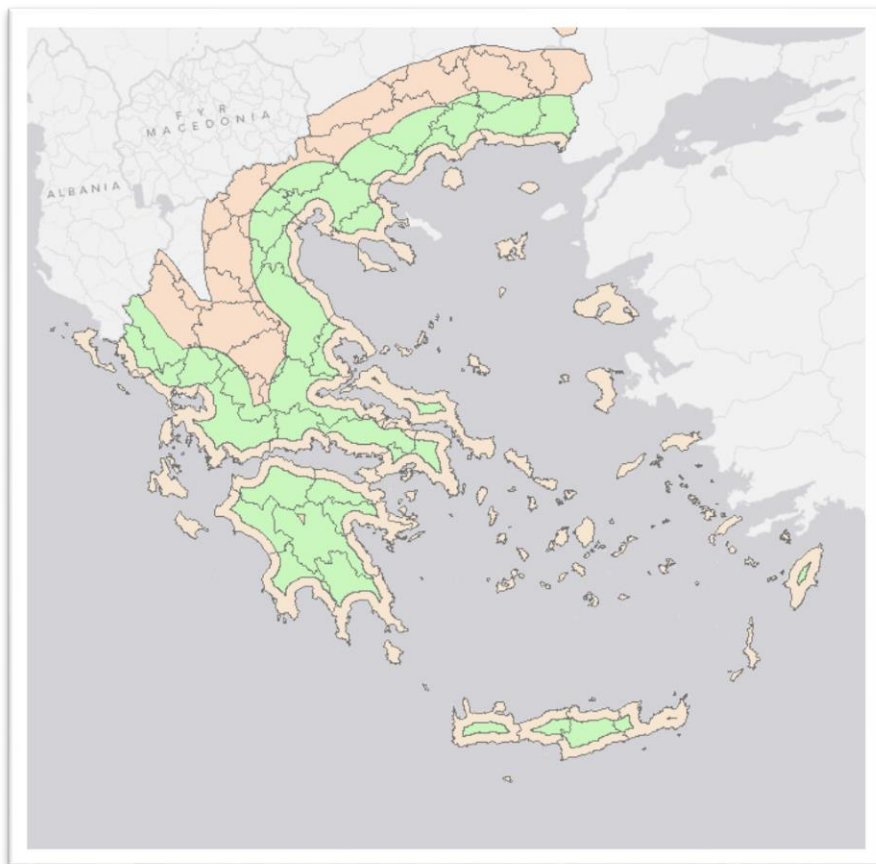


Figure 30. Visualisation spatiale de la taille de 3 bandes littorales de notre analyse en taille croissante sur le territoire grecque : 0-10 km (beige), 0-50 km (beige et vert) et 0-100 km (beige, vert et orange).

Typologie des littoraux européens - Résultats

Pour suivre la méthodologie d'Abdi et Valentin (2007), il nous faut pour chaque ACP générale, effectuer des ACP antérieures pour normaliser les structures et influences de chaque groupe. Chaque classe a été normalisée par la première valeur propre (Matrice équivalente à l'écart-type) pour ensuite être regroupée de nouveau dans un jeu de données complet. Ce processus fastidieux aura lieu dans chaque jeu de données de notre découpage et pour chaque ACP réalisée.

Le Tableau 9 est un résultat exemple sur les NUTS 3 bordant le littoral en 5 groupes (Définition Eurostat). La majorité des NUTS ont une population comprise entre 1000 et 25000 résidents (71%). Cependant sur les 372 NUTS, neuf sont caractérisées par une taille de population exceptionnelle entre 300 000 et 510000 habitants (*e.g.* ES511 : région de Barcelone ou GR300 région Attiki avec la capitale Athènes).

Bornes des classes (Population totale par NUTS en milliers)	[1, 25]]25, 80]]80, 174]]174, 300]]300, 510]
Nombre de NUTS	264	54	29	16	9

Tableau 9. Clustering des NUTS 3 littorales (372 unités) pour estimer le nombre de groupes différents issu d'une classification Jenks en fonction de l'indicateur Population.

Cette particularité pour un petit nombre de NUTS risque de prendre trop de poids dans l'ACP généraliste que nous voulons faire. Ainsi 5 ACP pour chaque classe sont réalisées, puis chaque sous-jeu de données est divisé par la matrice des premières valeurs propres puis regroupé de nouveau. Les groupements obtenus pour chaque bande littorale changeront forcément en fonction de l'ajout d'information apportée par les NUTS supplémentaires. Pour cela nous forcerons la classification Jenks à

Typologie des littoraux européens - Résultats

constituer toujours cinq classes pour deux raisons : (i) c'est le résultat obtenu pour les NUTS littorales d'après la définition d'Eurostat ; (ii) c'est un bon compromis pour obtenir des classes cohérentes en nombre réduit.

III.3.a. Résultats de l'ACP

La Figure 31 permet d'identifier les indicateurs qui présentent les mêmes variations dans l'ensemble de nos données. Les dimensions 1 et 2 permettent d'expliquer 64 % de la variation totale dans nos données.

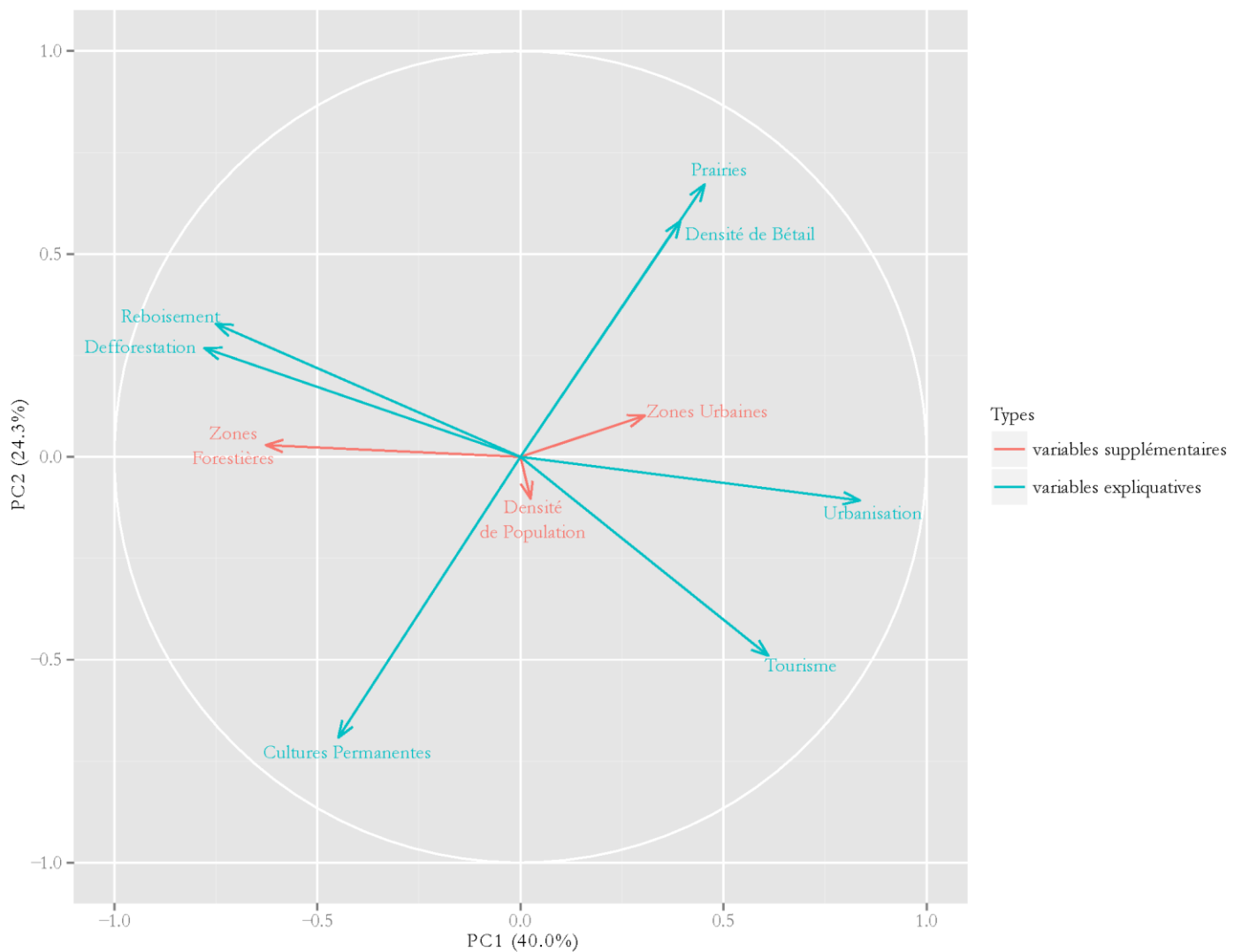


Figure 31. Résultat de l'ACP sur les NUTS uniformisées au sein de la bande de 0 à 100 km dont la fiabilité dépasse 70% ($i > 0.7$).

Typologie des littoraux européens - Résultats

On distingue quatre ensembles d'indicateurs qui structurent notre jeu de données. Tout d'abord l'urbanisation et le tourisme vont avoir tendance à fluctuer ensemble et permettent de bien distinguer nos individus dans ces deux dimensions (taille des flèches). Ces deux indicateurs sont en opposition avec la déforestation, le reboisement et les forêts et réagissent donc indépendamment des deux groupes précédents. De façon analogue les zones de pâturage et de la densité de bétail vont s'opposer à l'agriculture permanente. On peut estimer que la dimension 1 représente l'opposition entre territoire urbain et territoire naturel dans la mesure où les NUTS seront séparées par cet axe. De façon indépendante (à 90°) l'axe 2 aura tendance à séparer les NUTS en fonction de leur usage agricole soit pour la culture, soit pour l'élevage de bétail. Il est intéressant de remarquer que sur les 10 indicateurs, 7 sont bien représentés par les deux premières dimensions. Les trois variables supplémentaires ne sont pas prises en compte dans l'ACP pour créer la diminution de dimension du jeu de données. On peut cependant les représenter illustrativement pour étudier les relations entre ces variables et nos variables explicatives. On peut noter que l'indicateur de densité de population n'est pas bien représenté par ces deux axes car son *cosinus* carré est faible dans ce plan de dimension (*i.e.* le \cos^2 indique la qualité de la représentation des variables dans les dimensions du plan). La dimension 3 permet de mieux séparer les NUTS en fonction de leur population. A noter que notre méthodologie avait justement pour but de réduire l'effet de la variable population sur la structure des ACP, c'est bien le cas ici. L'indicateur des zones forestières va bien dans le sens de notre première analyse et suit l'axe de dimension 1 de l'ACP en rejoignant les pressions de reboisement et déboisement. Les zones urbaines sont les seules à suivre l'indicateur urbanisation, cependant cette variable n'est pas bien représentée dans ces dimensions (flèche courte).

L'Analyse en Composantes Principales montre les indicateurs qui s'appliquent en synergie sur l'environnement et les indicateurs qui s'opposent sur le territoire littoral par compétition. Les deux grands types d'agriculture s'opposent bien au sein des NUTS à l'échelle du territoire comme le fait l'utilisation des sols entre zones qui s'urbanisent et zones forestières naturelles.

III.3.b. Résultats de la HCPC

Une fois l'ACP effectuée nous avons réalisé la CAH sur les coordonnées des dimensions 1 et 2 pour identifier des groupes homogènes de NUTS qui pourraient être caractérisées par la dominance d'indicateurs et donc obtenir un profil type et une gestion plus appropriée pour ce profil (Figure 32).

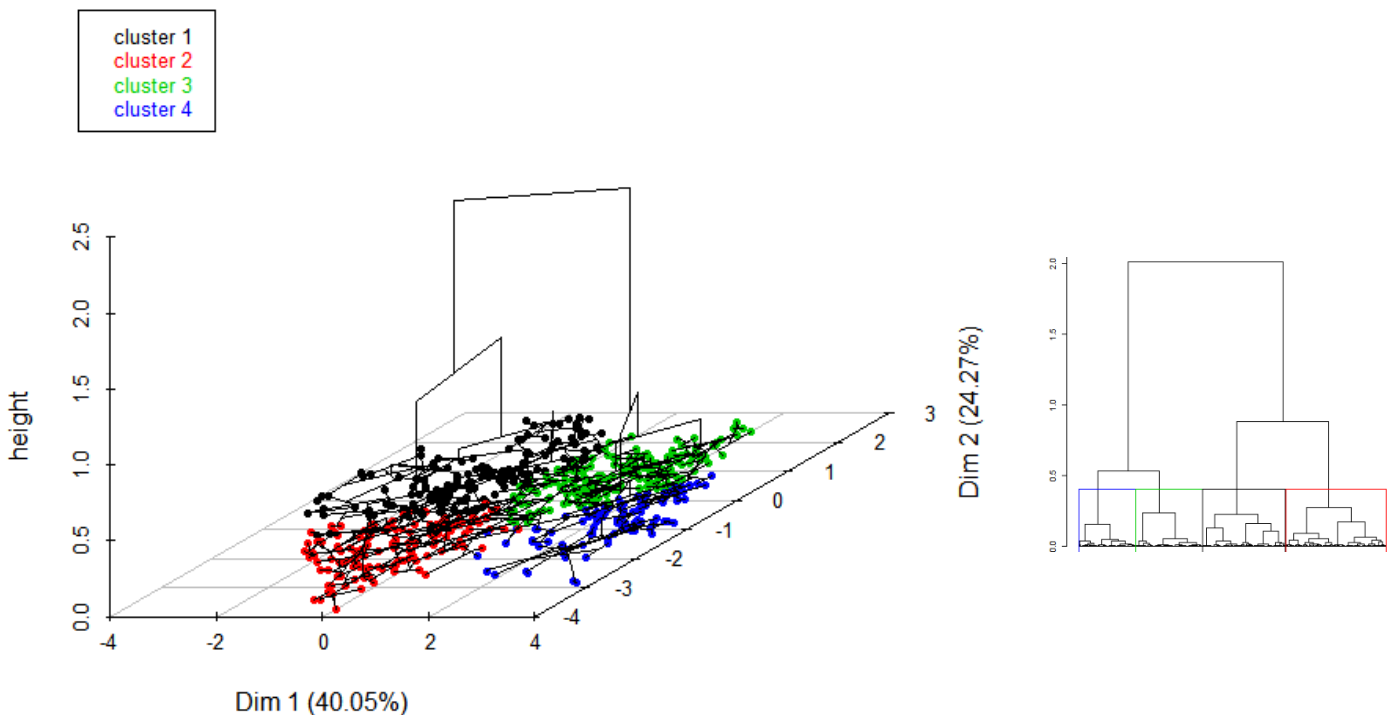


Figure 32. Exemple d'HCPC sur les individus (NUTS 3, 0-100km). La hauteur des embranchements explique la part de variation expliquée pour chaque division (*i.e.* perte d'inertie interne lors du regroupement de deux classes).

Typologie des littoraux européens - Résultats

Chaque regroupement agrège des individus de plus en plus différents. Nous avons choisi de définir quatre clusters ou groupes car la perte d'inertie interne est alors maximum (*i.e.* sépare le mieux notre jeu de donnée). La création d'une 5^{ème} ou 6^{ème} classe n'apporte que peu d'information supplémentaire, ce qui ne présente pas un avantage dans la description à macro-échelle des littoraux. Construire une partition avec trop peu de classes risque de créer des groupements insuffisamment homogènes au sein des NUTS. Au contraire, créer trop de classes entraîne la constitution de groupements qui ne se distinguent plus assez. Le compromis est donc de choisir quatre classes.

Typologie des littoraux européens - Résultats

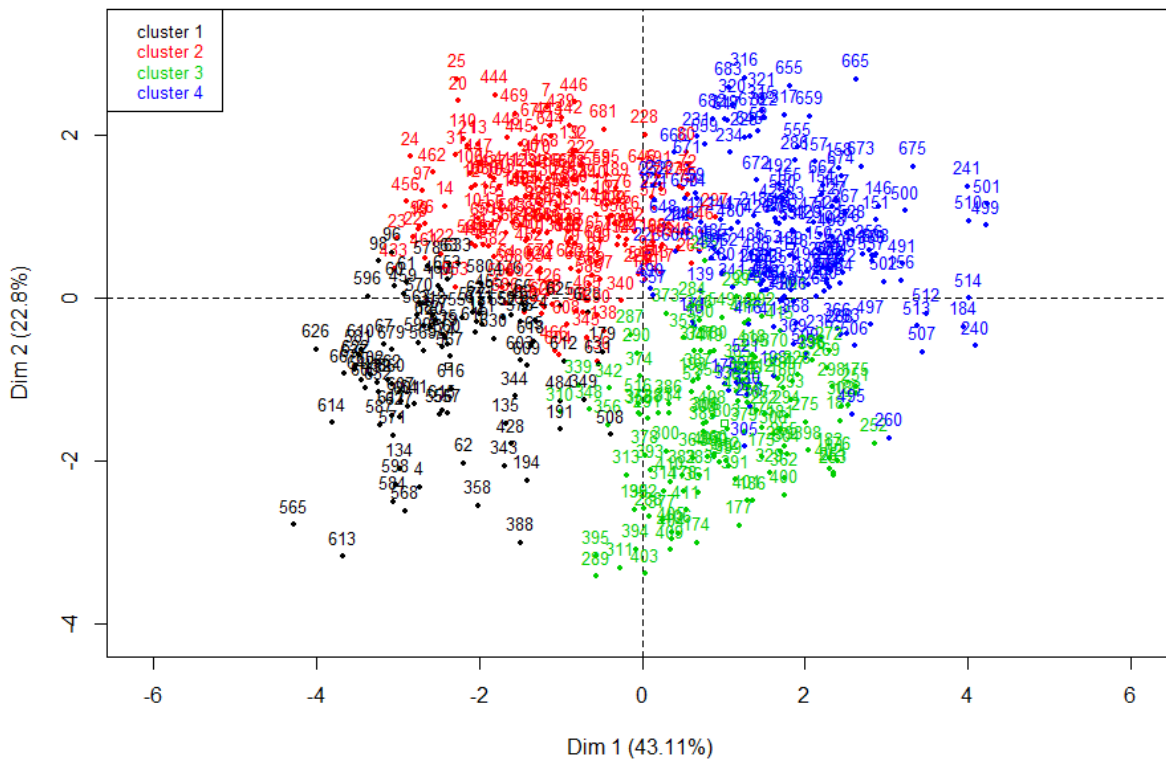


Figure 33. Résultat du clustering sur les NUTS 3 dans la bande de 0 à 100km. Ici les dimensions 1 et 2 de l'ACP et la CAH produisent un regroupement de 4 classes qui sont bien représentées dans ce plan d'analyse (64% de la variance totale).

- Le cluster 1 correspond aux unités NUTS dans lesquelles se situent des villes en expansion et des villes à important potentiel touristique (nombre de lits).
- Le cluster 2 correspond aux NUTS fortement marquées par l'élevage et par analogie à des surfaces élevées en zone de pâturage.
- Le cluster 3 seront les NUTS avec de l'agriculture permanente et des plantations (vignes, conifères, feuillus, haie, etc.).
- Les NUTS qui se retrouvent dans le cluster 4 sont les NUTS avec de grandes étendues forestières, marquées soit par l'exploitation ou par le reboisement.

Nous allons donc utiliser cette classification pour visualiser spatialement les NUTS en fonction de leur groupe d'appartenance et donc des indicateurs les plus actifs en leur sein.

III.3.c. Cartographie de la classification

Pour trois bandes d'analyse côtières (0-10,0-50,0-100 km), nous présentons les résultats de la CAH en Europe.

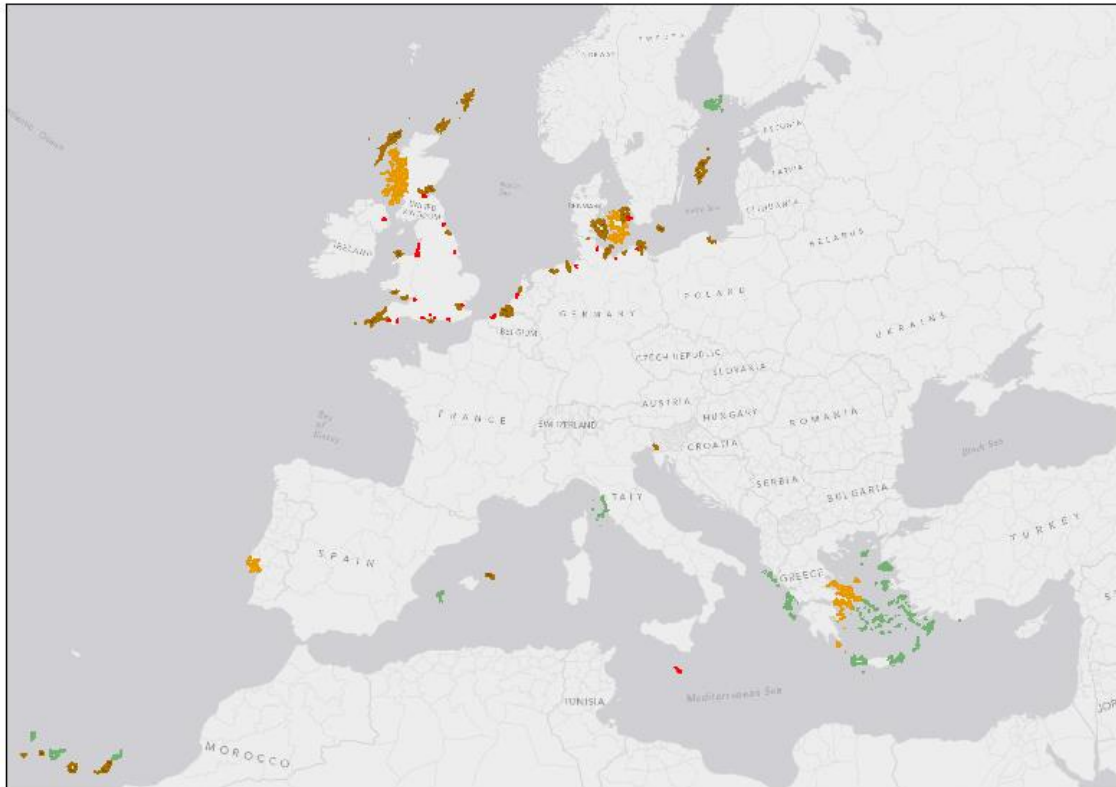


Figure 34. Carte des NUTS 3 dans la bande 0-10 km. (ACP de standardisation → ACP itérative → ACP standard → HCPC → Cartographie des clusters).

La Figure 34 se distingue par le faible nombre de NUTS qui ont servi à l'analyse. En effet nous avons conservé uniquement les NUTS les plus fiables ($i > 0.7$) or dans la bande 0-10 (la plus restrictive) relativement peu de NUTS le sont. Les îles sont majoritairement représentées dans cette analyse de fait de leur taille réelle et administrative et par conséquent de la taille des NUTS 3. A l'échelle de l'Europe, on remarque que les NUTS les plus marquées par le fait urbain ne sont pas insulaires (Allemagne) où bien situées en Grande Bretagne. Les îles grecques sont considérées

Typologie des littoraux européens - Résultats

comme les zones où les pressions majoritaires sont les variations de l'espace forestier (déforestation ou reboisement). Les types d'agriculture entre les groupes 3 et 4 ont une répartition spatiale différente. Nous avons effectué notre analyse sur l'ensemble de notre jeu de données mais la résolution dans la bande 0-10 km n'est pas suffisante (déjà évoqué dans le Chap. 2).

Nous nous concentrerons donc sur les bandes de 50 km puis 100km.

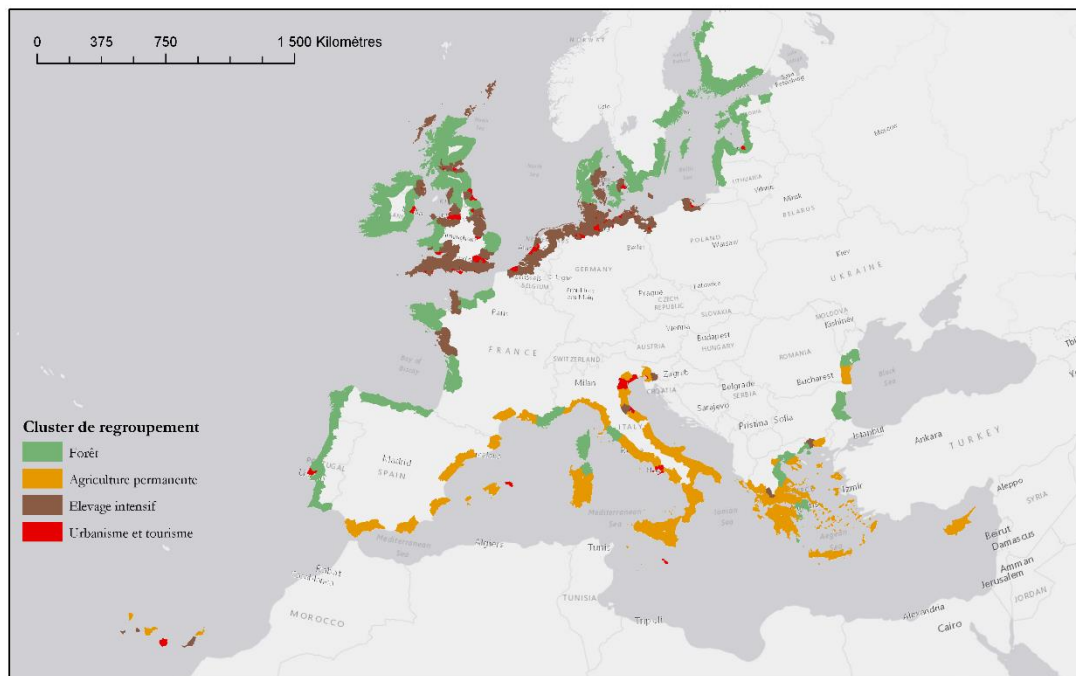


Figure 35. Cartographie des NUTS 3 dans la bande 0-50 km en fonction du cluster issu de notre méthode.

La Figure 35 montre quels sont les enjeux dans les NUTS en fonction des indicateurs les plus représentatifs dans la bande de 50 km. On constate que les types rassemblés par grands profils de pressions humaines (même couleurs) forment des ensembles de linéaire littoral de grande taille.

Typologie des littoraux européens - Résultats

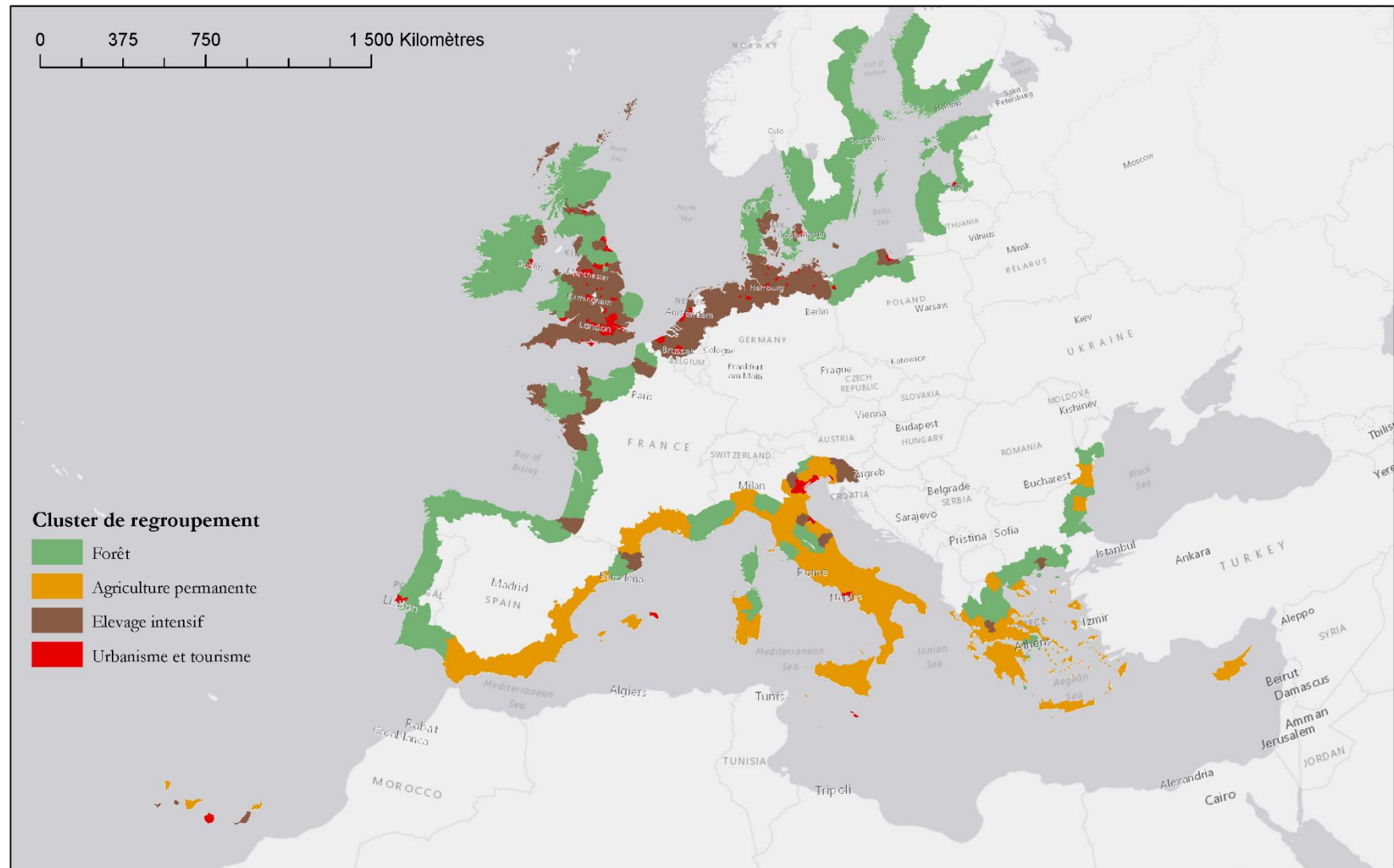


Figure 36. Cartographie des NUTS 3 dans la bande 0-100 km en fonction du cluster issus de notre méthodologie.

Typologie des littoraux européens - Résultats

La Figure 36 montre quels sont les enjeux qui ont cours dans les NUTS en fonction des indicateurs les plus représentatifs. La HCPC permet d'identifier 4 grands types de risques littoraux à l'échelle de l'Europe :

- Des littoraux méditerranéens liés aux cultures permanentes (orange)
- Des structures socio-économiques liées aux activités et aux exploitations forestières majoritairement baltiques, britanniques et atlantiques (vert)
- Des littoraux liés à l'activité d'agro-élevage intensive, moins homogène que les précédents groupes (France, Angleterre, Allemagne) (marron)
- Des littoraux urbano-touristiques épars à l'échelle de l'Europe qui montrent les littoraux en expansion urbaine avec une forte activité touristiques (rouge).

III.3.d. Effet du changement de distance à la côte sur le clustering

Nous nous sommes demandé si l'influence de changement d'échelle de bande en bande change radicalement l'interprétation faite par notre méthode. Pour cela nous avons identifié les NUTS qui changent de catégorie lors du passage de l'analyse de littoral d'une largeur de 50km à 100km (Figure 37).

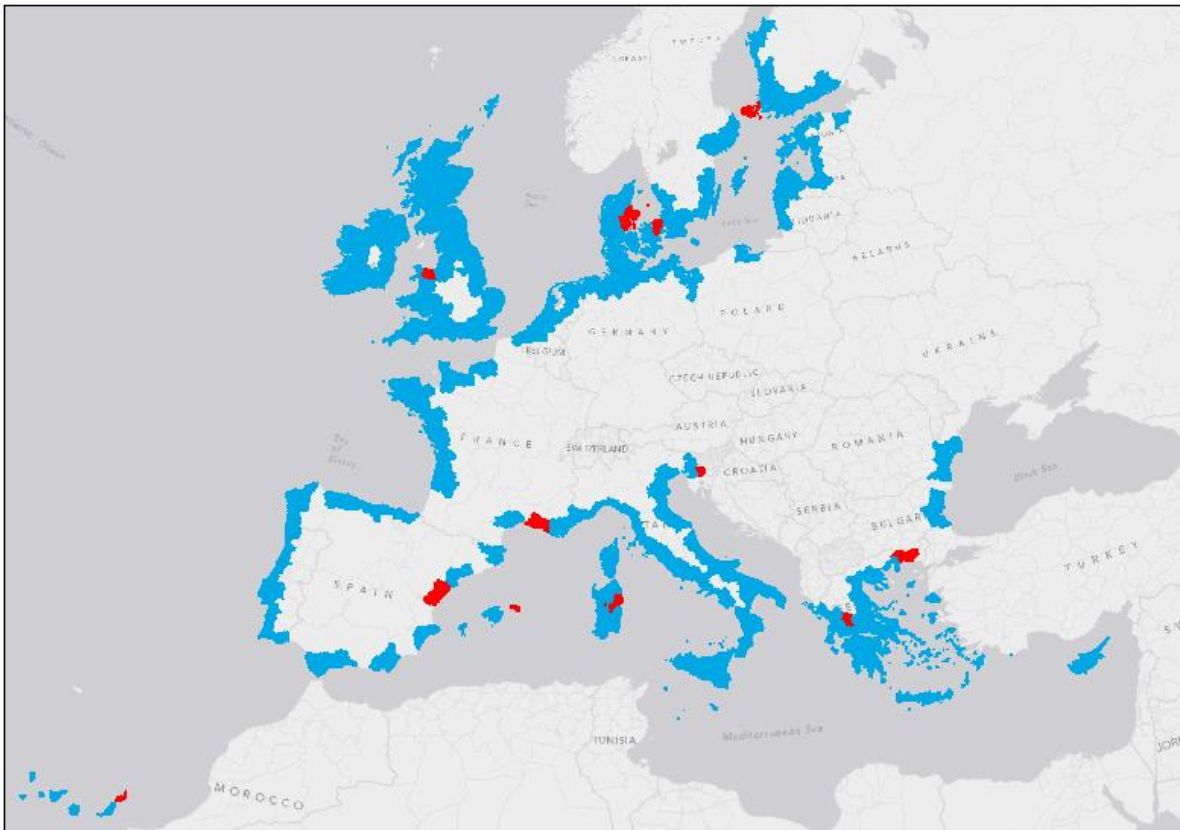


Figure 37. Carte visualisant le changement de classification des NUTS entre les deux échelles d'étude 50 km et 100 km. En bleu, les NUTS qui conservent le même groupe que précédemment et en rouge les NUTS qui changent de groupe avec l'ajout d'information apportée par les 50 km de largeur supplémentaire.

Au final, très peu de NUTS changent de groupe entre les deux échelles analysées. On peut noter que même des NUTS déjà complètement incluses dans les bandes précédentes peuvent changer de groupe car c'est la variabilité totale des indicateurs

qui séparent les individus. Par conséquent des NUTS qui présentent des fortes mosaïques de valeurs, peuvent se retrouver à la limite de plusieurs groupes (*i.e.* extrémité du nuage d'un groupe) et dans la méta-analyse suivante changer de groupe car la structure générale change aussi.

III.4. Discussion

La commission européenne préconise dans le cadre de la GIZC (COM 547, 2000) l'amélioration de la collecte de données et la production d'indicateurs et d'analyses sur les littoraux européens. L'analyse des NUTS sur les littoraux permet la création de carte de vulnérabilité des régions côtières face aux indicateurs de pression. Notre méthodologie montre que les données collectées au sein des NUTS 3 ne sont valides qu'à partir d'une certaine bande d'agrégation et que l'unité de collecte n'est pas efficace (trop hétérogène). Cette structuration de l'information ne permet pas de comparer directement sans biais de surface les littoraux européens entre eux. Notre méthodologie montre qu'à partir de bande de 50 à 100 km, l'information littorale devient intéressante et une typologie des littoraux est possible. Les NUTS de la bande littorale proche (0-10 km) ne renseignent au final que sur l'espace insulaire et quelques NUTS continentaux (Figure 34).

La typologie en classe de l'espace littoral européen sépare l'espace en quatre types de risques liés à l'occupation du sol et plus précisément aux changements d'occupation du sol comme indicateurs des activités qui ont cours dans cet espace. Cette classification montre les grands enjeux auxquels les politiques publiques sont confrontées dans des contextes différents.

Notre méthodologie permet de limiter les biais et les lacunes des données à résolution NUTS 3 en Europe. Cependant l'imputation de données manquantes, réalisé par les ACP itératives, tend à surestimer la valeur des axes des premières

Typologie des littoraux européens - Discussion

dimensions³³. La manipulation d'un jeu de données sur une grande région telle que l'Europe offre une vision synthétique à grande échelle et montre une structuration spatiale des pressions anthropiques de façon claire. Cependant la classification prend en compte toute l'Europe, et au sein des ensembles définis, des phénomènes locaux ont pu être gommés par l'analyse. L'intégration d'analyses multidimensionnelles plus locales est primordiale pour décrire le proche littoral (0-20 km) et permettre de confirmer ou infirmer les grandes tendances que nous avons identifiées dans ce chapitre.

³³ MIPCA-plot permet de visualiser l'incertitude des résultats face aux imputations de données manquantes. L'incertitude est visualisée par une ellipse.

CHAPITRE 4

Création de cartes synthétiques d'accumulations des pressions humaines en France

IV. Création de cartes synthétiques d'accumulations des pressions humaines en France

IV.1. Introduction

Dans les chapitres précédents, nous avons identifié les principaux facteurs directs et indirects de pression anthropique sur l'environnement littoral les plus fréquemment retrouvés dans la littérature scientifique et les indicateurs associés. Nous avons analysé comment ces indicateurs se distribuaient et variaient en intensité sur les littoraux européens. Dans ce chapitre nous souhaitons changer d'échelle de données pour augmenter la résolution des cartes et des analyses.

De plus, en faisant référence au cadre d'analyse DPSIR (Kristensen, 2004; Borja *et al.*, 2006; Maxim *et al.*, 2009), nous désirions évaluer l'impact des indicateurs sur les environnements des littoraux et passer d'une information de pression, via les indicateurs, à celle des impacts sur l'environnement. D'après P. Wathern (1990), un impact environnemental est un «effet d'une action forte et brutale, pendant un temps donné et sur un espace défini, d'une activité humaine sur une composante de l'environnement pris dans son sens large (*i.e.* englobant les aspects biophysiques et humains)».

Le point de départ ce chapitre est la publication en 2008 d'une méthode normalisée et quantitative, sur la base de jugements d'experts, pour estimer la vulnérabilité des écosystèmes marins à l'impact des activités humaines (Halpern *et al.*, 2008) via des pressions anthropiques normalisées. La California Environmental Protection Agency (Cal/EPA) Environmental Justice Action Plan définit ainsi les impacts anthropiques cumulatifs : " On entend par impacts cumulatifs l'exposition, pour la santé publique ou les environnements, aux émissions et les rejets combinés dans une zone géographique, en incluant la pollution de l'environnement à partir de

Création de cartes synthétiques d'accumulations des pressions humaines en France - Introduction

toutes les sources, qu'elles soient uniques ou multiples, chroniques, ponctuelles, accidentelles ou non. Les impacts tiendront compte des populations sensibles et des facteurs socio-économiques ».

L'étude d'Halpern *et al.* a permis de dresser une carte mondiale de l'impact des activités humaines sur les écosystèmes marins. Cette carte montre que 41 % de la surface mondiale des océans est très fortement affectée par les activités humaines et ce, majoritairement proche du littoral. De nombreuses publications appliquent des méthodes d'analyse quantitative similaires pour passer d'indicateurs de pressions à l'estimation des impacts sur la biodiversité : faune, flore, groupes fonctionnels, habitats (Bull *et al.*, 2001; Worm *et al.*, 2006; Vörösmarty *et al.*, 2010; Alexeeff *et al.*, 2012; Coll *et al.*, 2012; Korpinen *et al.*, 2012; Micheli *et al.*, 2013; Tomaselli *et al.*, 2013; Lewison *et al.*, 2014; Certain *et al.*, 2015; Goodsir *et al.*, 2015; Knights *et al.*, 2015). Ces méthodologies (que nous développerons dans ce chapitre dans les sections suivantes) ont l'avantage d'être peu coûteuses, à condition que les données soient disponibles, répliquables et de bien s'adapter aux changements d'échelles. Elles permettent, à des échelles locales ou planétaires, de quantifier les perturbations humaines sur l'environnement.

La méthodologie que nous avons développée dans ce chapitre a pour point de départ les articles « *A Global Map of Human Impact on Marine Ecosystems* » ((Halpern *et al.*, 2008)) et « *Mapping cumulative human impacts to California Current* » (Halpern *et al.*, 2009). Ces derniers ont abouti à la réalisation de cartes de l'impact humain sur les écosystèmes marins respectivement à l'échelle mondiale et à l'échelle régionale. Pour réaliser notre analyse, il faut identifier et quantifier les pressions anthropiques sur le territoire à enjeux (Habitats faunistiques et floristiques), identifier et quantifier

Création de cartes synthétiques d'accumulations des pressions humaines en France - Introduction

L'environnement et ses variables, créer une matrice de relation entre les pressions et l'environnement à l'aide de valeurs qualitatives qui estiment les perturbations relatives de chaque pression sur les différents environnements et ainsi l'impact potentiel de la pression sur chaque variable environnementale.

L'objectif était de réaliser une carte des impacts potentiels sur les milieux littoraux marins et terrestres à la fois. Pour affiner les résultats obtenus précédemment dans la thèse, nous désirions nous concentrer sur un espace géographiquement restreint. Nous avons choisi comme aire d'étude les littoraux français métropolitains et les territoires marins et terrestres dans la même analyse. Cela constitue à notre connaissance la première étude réalisée sur cette zone d'étude cartographique sur les deux territoires à la fois et visant à cartographier les impacts cumulés des humains sur leur territoire côtier.

En effet, si les cartes de distribution spatiale d'indicateurs socio-économiques sont nombreuses et anciennes, les travaux qui établissent de telles répartitions dans l'objectif de mieux comprendre dans quel contexte humain se situent les espaces à forts enjeux de biodiversité (et gestion de celle-ci) à l'échelle macro-régionale restent très peu nombreux (Araujo *et al.*, 2005)³⁴.

En outre, de tels travaux peuvent se révéler utiles pour la gestion de la biodiversité (création de zones de protection, suivi de l'évolution des hotspots de biodiversité et de l'intensité des pressions auxquels ils sont soumis). Cette étude est une première approche au niveau des littoraux français qui permet de dégager les grandes tendances

³⁴ Depuis 2005, ces études se sont multipliées.

Création de cartes synthétiques d'accumulations des pressions humaines en France - Matériels & méthodes

afin de donner des pistes de réflexions pour d'éventuels programmes de gestion à venir et d'offrir un point de comparaison avec nos résultats précédents.

Ces méthodes permettent à coûts réduits et en relativement peu de temps d'identifier les régions qui nécessitent le plus d'attention et de protection face aux activités humaines (Micheli *et al.*, 2013).

IV.2. Matériels & méthodes

IV.2.a. Aire d'étude

Le littoral français représente environ 5500 km de côtes (IGN) de composition variée allant de côtes sableuses aux marais et vasières en passant par des côtes rocheuses. La partie marine est caractérisée par trois grandes masses d'eaux aux propriétés physico-chimiques différentes : la Manche, l'océan Atlantique et la mer Méditerranée, induisant une grande diversité d'habitats ainsi que la présence d'habitats uniques protégés comme les herbiers de *Posidonia oceanica* en Méditerranée.

La partie terrestre est quant à elle caractérisée par une forte densité de population humaine, et une urbanisation croissante. On estime qu'un habitant sur dix en France réside dans les 883 communes maritimes définies par la loi littoral (IFEN, voir Chap 1).

Nous désirions prendre en compte à la fois les environnements terrestres et marins des littoraux français car en effet la majorité des perturbations dans les milieux marins sont d'origine littorale (United Nations, 2002; Hughes *et al.*, 2003; Howarth, 2008; Training & Webversion, 2010; Amara, 2011; Vikas & Dwarakish, 2015). Il nous semblait donc important de montrer ce lien entre les deux aspects des littoraux.

Création de cartes synthétiques d'accumulations des pressions humaines en France - Matériels & méthodes

IV.2.b. Acquisition des données

L'acquisition des données s'est faite via des sources multiples récapitulées dans le Tableau 10, et ce à l'échelle de la France (*e.g.* Observatoire national de la mer et du littoral _ ONML), à l'échelle de l'Europe (Corine Land Cover) et à l'échelle mondiale (issus de l'étude de Halpern *et al.* 2008). Le Tableau 10 montre les différentes pressions que nous avons utilisées dans cette étude.

Pour ce qui concerne la résolution spatiale des données, la grille qui a été choisie dans l'étude préliminaire (Albrecht, 2012)³⁵ est la grille de référence pour la représentation cartographique des données d'inventaire (La grille Lambert 93³⁶, maille de 10 km par 10 km) utilisée pour comparer, analyser, et diffuser les collectes de données (notamment par le MNHN) au sein de l'Europe. Une grille va nous permettre de synthétiser nos données qui ont des résolutions spatiales différentes. Cette simplification de la géométrie va nous permettre de cartographier de façon plus homogène l'ensemble de données collectées dans un même système d'information, facilitant ensuite les comparaisons avec nos résultats précédents. Le choix de la taille de 10 km par 10 km a été fait pour pouvoir agréger les données acquises rapidement car la résolution de celles-ci étaient inférieures à la résolution de la grille (Tableau 10).

³⁵ Dans le cadre d'un stage de Master 1 en géographie à l'Université de la Rochelle encadré par moi.

³⁶ inp.mnhn.fr/docs/map_pdf/L93_10K.pdf

Création de cartes synthétiques d'accumulations des pressions humaines en France - Matériels & méthodes

Données	Description	Résolution / Unité	Date	Source
1. Grille		5 km x 5 km	2011	MNHN/EGB/ISB
2. Habitats physiques	Habitats terrestres	5 km x5 km	2006	Corine Land Cover
	Habitats marins atlantiques	0.1km x 0.1km	2006	Eunis
	Habitats marins méditerranéens	0.1km x 0.1km	2011	Eunis
3. Pressions	Population	Habitant	2007	ONML
	Densité touristique	Lits/km ²		
	Artificialisation	km ²		
	Nombre de navires	Nombre		
	Aires urbanisées	5 km x5 km	2006	Corine Land Cover
	Zones industrielles et Commerciales	5 km x5 km		
	Mines décharges et chantiers	5 km x5 km		
	Espaces verts artificiels non agricoles	5 km x5 km		
	Sols agricoles	5 km x5 km		
	Réseaux routiers et ferroviaires	km	2011	IGN (route500)
Pêche artisanale	0.5 x 0.5 degrés	1999-2003	Halpern <i>et al.</i> (2008)	
Polluants organiques	0.5 x 0.5 degrés	1992-2001		
Polluants inorganiques	0.5 x 0.5 degrés	2000-2001		
Espèces invasives marines	0.1 x 0.1 degrés	1990s		
Trafic maritime	0.5 x 0.5 degrés	2004-2005		

Tableau 10. Liste des pressions anthropiques, habitats et grille de carroyage utilisés dans notre étude. La grille de carroyage initiale avait une résolution de 10 x 10 km que nous avons améliorée à 5 x 5 km dans nos résultats finaux.

Création de cartes synthétiques d'accumulations des pressions humaines en France - Matériels & méthodes

Par la suite, après validation de notre méthodologie, nous avons utilisé une maille à plus forte résolution (5 km par 5 km) sur un maillage équivalent (Figure 39).

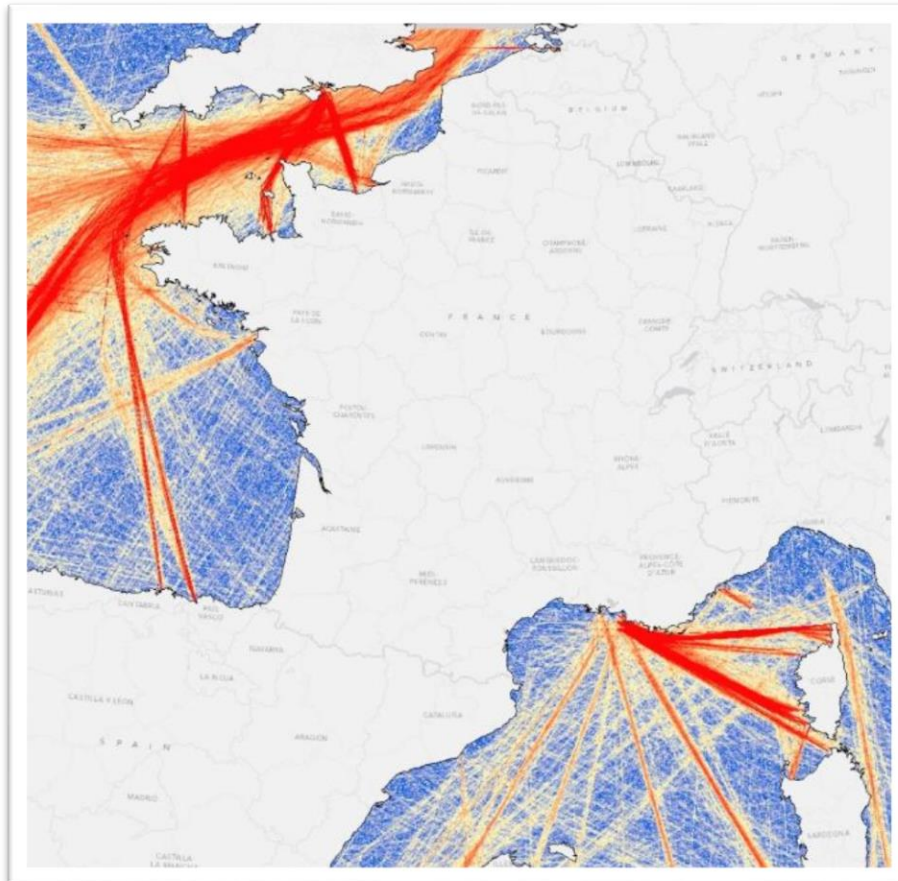


Figure 38. Le trafic maritime sur les côtes françaises entre 2004 et 2005. Ces données de type raster issues de la modélisation de Halpern *et al.* 2008 ont été interpolées dans notre grille d'analyse propre à l'aide d'un krigeage ordinaire.

Les pressions anthropiques ont été choisies sur deux critères : (i) être un facteur anthropiques (socio-économique, conversion des sols, prélèvements) et (ii) avoir un effet prouvé ou fortement supposé néfaste, direct ou indirect, sur la biodiversité et plus particulièrement sur les habitats (fragmentation, détérioration d'un milieu par exemple).

Création de cartes synthétiques d'accumulations des pressions humaines en France - Matériels & méthodes

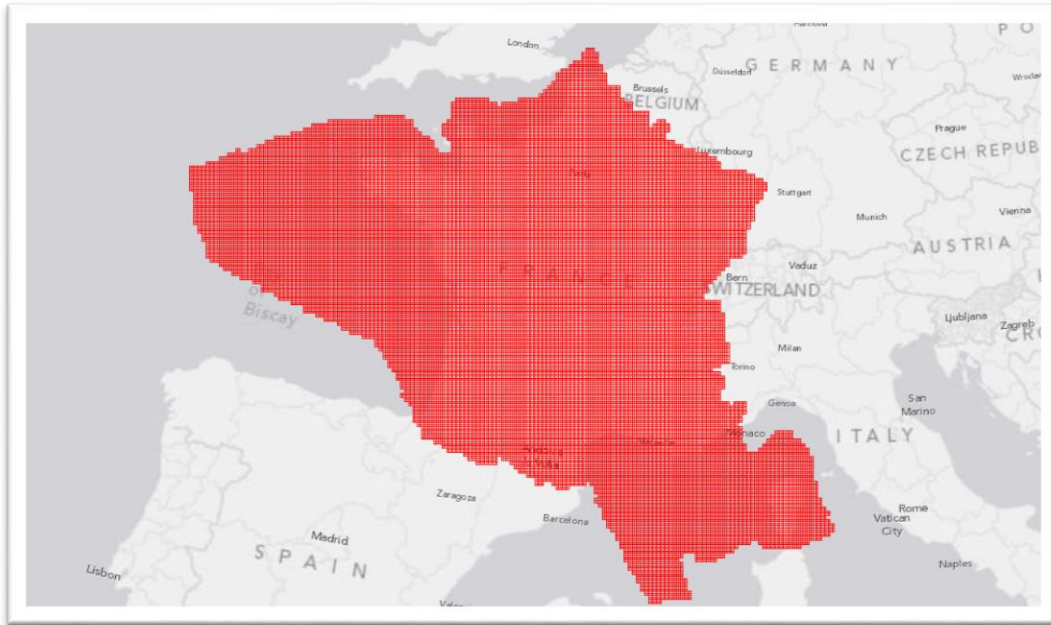


Figure 39. Enveloppe de notre grille d'agrégation et de calcul. La résolution de chaque carré est de 5 km x 5 km et se superpose à la grille Lambert 93. La grille est composée de plus de 26000 carrés de 25km² de surface.

Pour représenter l'environnement qui sera influencé par la présence de perturbations humaines, trois bases de données cartographiques ont été compilées. Elles correspondent à l'occupation biophysique des sols que nous utiliserons comme indicateurs des aires de répartitions des habitats naturels sur le territoire français terrestre. Les habitats terrestres sont issus de Corine Land Cover, nomenclature composée de 63 types d'habitats regroupés en 5 grandes catégories (les occupations de sol d'origine anthropiques ne sont bien évidemment pas intégrées dans les habitats naturels). Pour les habitats marins, nous avons pris en compte la classification EUNIS (European Nature Information System) habitats pour la Méditerranée et pour l'océan Atlantique. Elle spatialise 59 types d'habitats marins sur notre aire d'étude. Nous avons compilé les deux cartes EUNIS pour les habitats marins et nous avons rajouté l'occupation du territoire terrestre de Corine Land Cover. En cas de superposition, la base EUNIS était retenue car elle possède une résolution plus forte. Dans les rares cas où les deux bases ne renseignaient aucun type d'habitat (*i.e.* à la jointure des

Création de cartes synthétiques d'accumulations des pressions humaines en France - Matériels & méthodes

différentes cartes, estuaires et masses d'eau), nous avons choisis de leur donner le même attribut que l'habitat marin le plus proche issu de la base EUNIS (Figure 40).

IV.2.c. Préparation de la grille de calcul

Les indicateurs de pression anthropiques ont été recalculés au sein de notre carroyage selon trois méthodes différentes.

Pour les données de type raster (*e.g.* Halpern *et al.* 2008), une interpolation avec la méthode d'estimation de krigeage ordinaire a été effectuée au sein d'une maille uniforme de centroïdes issus de notre carroyage initial (Fortin *et al.*, 2002). Ce krigeage a été effectué avec une pondération inverse par la distance (IDW) à l'aide du logiciel R et le package gstat. Les limites du nombre de points à prendre en compte pour l'interpolation dans notre maillage de points ont été estimées à l'aide de variogrammes pour chaque indicateur (fonction `fit.variogram` et `variogram`) (Zimmerman *et al.*, 1999).

Pour les données de type vectoriel (*e.g.* ONML, CLC), dans l'étude préliminaire nous avons simplement ajusté les valeurs des indicateurs par pondération par la surface après découpage dans notre carroyage (26000 carrés). La résolution des indicateurs étant proche ou inférieure (~5km), cette approximation n'a que peu d'effet sur la distribution des indicateurs dans la grille d'analyse. Pour les résultats finaux, nous avons utilisé une interpolation géostatistique appelée « areal interpolation » (Krivoruchko *et al.*, 2011) à l'aide du logiciel ArcGIS 10.1 et l'extension « Geostatistical Analyst ». Cette méthode interpole les valeurs d'un jeu de données de polygones vers un nouveau jeu de polygones. Après validation d'un modèle d'interpolation dans le logiciel ArcGIS® pour chaque indicateur (Extension

Création de cartes synthétiques d'accumulations des pressions humaines en France - Matériels & méthodes

« Geostatistical Wizard ») et l'analyse des variogrammes et semivariogrammes, l'algorithme estime la valeur des indicateurs dans les nouveaux polygones. Comme pour les krigeages, les résolutions doivent être proches ou inférieures pour la nouvelle estimation.

Pour les données linéaires, une étape supplémentaire a été nécessaire. Par exemple pour les routes et réseaux ferroviaires, une aire d'influence a été définie après consultation d'un expert (F. Jussyk, ingénieur écologue indépendant). Ainsi pour les voies ferrées l'aire définie est de 150 m de chaque côté, il en est de même pour les routes avec une configuration 2x2 chaussées, enfin pour les routes type 2x1 chaussée l'aire d'impact est de 125m de chaque côté. Une fois cette zone d'influence définie, les surfaces pour chaque cellule de la grille intersectée sont calculées et on estime ainsi l'intensité relative de ces pressions.

En parallèle pour chaque cellule de notre maillage, nous avons calculé la surface totale par habitats (en km²) pour chacune des cellules et pour le territoire marin et terrestre. L'avantage d'utiliser la grille d'inventaire Lambert 93 modifiée 5 km x 5 km est que cette projection est basée sur le réseau géodésique français 1993 (RGF93) compatible avec le système géodésique unifié européen ETRS89 lui-même compatible avec le système géodésique mondial WGS84. La projection Lambert 93 conserve localement les surfaces ce qui est primordial pour notre méthode.

IV.2.d. Préparation d'un questionnaire pour la collecte de l'expertise

En parallèle, pour identifier l'impact des pressions sur les habitats littoraux, un questionnaire a été envoyé à 9 experts locaux (au sein de notre unité de recherche,

Création de cartes synthétiques d'accumulations des pressions humaines en France - Matériels & méthodes

l'UMR LIENSs) choisis pour leurs connaissances des impacts sur les habitats présents. Ces derniers ont jugé l'impact d'une pression sur un habitat donné (exemple : forte intensité du trafic maritime sur l'étage littoral) en attribuant une note allant de 0 à 5 qui correspond au barème suivant :

0 : aucun impact sur l'habitat ;

1 : impact minime sur l'habitat ;

2 : impact faible sur l'habitat ;

3 : impact modéré sur l'habitat ;

4 : impact fort sur l'habitat ;

5 : impact maximal sur l'habitat.

De plus, deux dernières valeurs sont ajoutées : « ? » signifiant que l'expert n'a pas de connaissances disponibles pour évaluer l'impact sur cet habitat, et une case est laissée vide si l'expert ne se prononce pas.

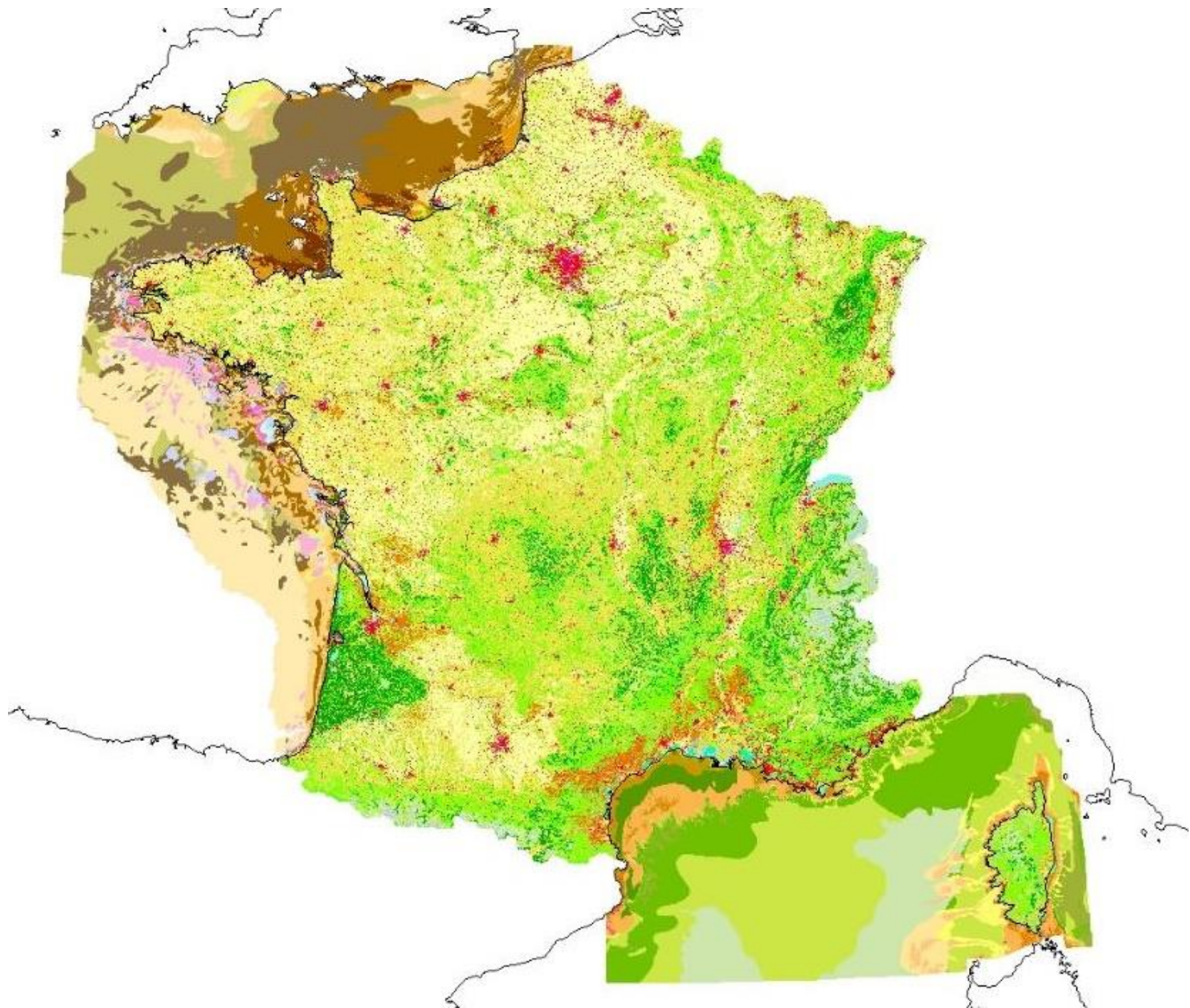
Le but étant de hiérarchiser les pressions entre elles de façon relative ainsi que leur perturbation potentielle sur les habitats physiques identifiés (Annexe 11). Cette note de pondération indique aussi de façon qualitative les habitats les plus sensibles par rapport à des habitats plus résistants ou résilients. Ainsi une même pression peut avoir des impacts différents sur les habitats contenus au sein de notre carroyage. Cette note d'impact potentiel peut prendre en compte les modifications fonctionnelles de

Création de cartes synthétiques d'accumulations des pressions humaines en France - Matériels & méthodes

l'habitat ou de sa faune ou flore associée, de sa sensibilité face à la pression et du temps de récupération à un état initial après une perturbation par ladite pression.

Les questionnaires collectés sont regroupés dans deux tableaux : (i) un tableau de la moyenne pour l'ensemble des 9 experts ; (ii) un tableau de l'écart-type. La moyenne correspondant à l'influence, estimée par nos experts, des indicateurs pour chaque habitat (*e.g.* une pression marine sur un habitat terrestre vaudra zéro). L'écart-type représente la certitude de la première information. On constate en effet une variabilité dans le poids donné aux indicateurs pour de même habitats, variabilité qui montre les différences d'opinions entre les experts (voir Annexe 12).

Création de cartes synthétiques d'accumulations des pressions humaines en
France - Matériels & méthodes



Légende

CORINE Land Cover

Territoires artificialisés - Zones urbanisées

- 111 : Tissu urbain continu
- 112 : Tissu urbain discontinu

Territoires artificialisés - Zones industrielles ou commerciales et réseaux de communication

- 121 : Zones industrielles et commerciales
- 122 : Réseaux routier et ferroviaire et espaces associés
- 123 : Zones portuaires
- 124 : Aéroports

Territoires artificialisés - Mines, décharges et chantiers

- 131 : Extraction de matériaux
- 132 : Décharges
- 133 : Chantiers

Territoires artificialisés - Espaces verts artificialisés, non agricoles

- 141 : Espaces verts urbains
- 142 : Equipements sportifs et de loisirs

Territoires agricoles - Terres arables

- 211 : Terres arables hors périmètres d'irrigation
- 212 : Périmètres irrigués en permanence
- 213 : Rizières

Territoires agricoles - Cultures permanentes

- 221 : Vignobles
- 222 : Vergers et petits fruits
- 223 : Oliveraies

Territoires agricoles - Prairies

- 231 : Prairies

Territoires agricoles - Zones agricoles hétérogènes

- 241 : Cultures annuelles associées aux cultures permanentes
- 242 : Systèmes culturaux et parcellaires complexes
- 243 : Surfaces essentiellement agricoles, interrompues par des espaces naturels importants

Légende

Eunis_atlan_med_300

EUNIS

- A1 : Littoral rock and other hard substrata
- A2 : Littoral sediment
- A2.3 : Littoral mud
- A3.1 : Atlantic and Mediterranean high energy infralittoral rock
- A3.13 : Mediterranean communities of infralittoral algae very exposed to wave action
- A3.2 : Atlantic and Mediterranean moderate energy infralittoral rock
- A3.3 : Atlantic and Mediterranean low energy infralittoral rock
- A4.1 : Atlantic and Mediterranean high energy circalittoral rock
- A4.2 : Atlantic and Mediterranean moderate energy circalittoral rock
- A4.26 : Mediterranean coralligenous communities moderately exposed to hydrodynamic action
- A4.27 : Faunal communities on deep moderate energy circalittoral rock
- A4.3 : Atlantic and Mediterranean low energy circalittoral rock
- A5.13 : Infralittoral coarse sediment
- A5.138 : Association with rhodolithes in coarse sands and fine gravels mixed by waves
- A5.14 : Circalittoral coarse sediment
- A5.15 : Deep circalittoral coarse sediment
- A5.23 : Infralittoral fine sand
- A5.235 : Mediterranean communities of fine sands in very shallow waters
- A5.236 : Mediterranean communities of well sorted fine sands
- A5.24 : Infralittoral muddy sand
- A5.25 : Circalittoral fine sand
- A5.26 : Circalittoral muddy sand
- A5.27 : Deep circalittoral sand
- A5.28 : Mediterranean communities of superficial muddy sands in sheltered waters
- A5.33 : Infralittoral sandy mud
- A5.34 : Infralittoral fine mud
- A5.35 : Circalittoral sandy mud
- A5.36 : Circalittoral fine mud
- A5.37 : Deep circalittoral mud
- A5.38 : Mediterranean communities of muddy detritic bottoms
- A5.39 : Mediterranean communities of coastal terrigenous muds
- A5.43 : Infralittoral mixed sediments
- A5.44 : Circalittoral mixed sediments
- A5.45 : Deep circalittoral mixed sediments
- A5.46 : Mediterranean animal communities of coastal detritic bottoms
- A5.47 : Mediterranean communities of shelf-edge detritic bottoms
- A5.531 : [Cymodocea] beds
- A5.535 : [Posidonia] beds
- A6.2 : Deep-sea mixed substrata
- A6.3 : Deep-sea sand
- A6.4 : Deep-sea muddy sand
- A6.51 : Mediterranean communities of bathyal muds
- A6.511 : Facies of sandy muds with *Thenea muricata*
- A6.513 : Facies of soft muds with [*Funiculina quadrangularis*] and [*Apporhais serresianus*]
- A6.514 : Facies of compact muds with [*Isidella elongata*]
- A6.52 : Communities of abyssal muds
- A6.61 : Communities of deep-sea corals

- 244 : Territoires agro-forestiers

Forêts et milieux semi-naturels - Forêts

- 311 : Forêts de feuillus
- 312 : Forêts de conifères
- 313 : Forêts mélangées

Forêts et milieux semi-naturels - Milieux à végétation arbustive et/ou herbacée

- 321 : Pelouses et pâturages naturels
- 322 : Landes et broussailles
- 323 : Végétation sclérophylle
- 324 : Forêt et végétation arbustive en mutation

Forêts et milieux semi-naturels - Espaces ouverts, sans ou avec peu de végétation

- 331 : Plages, dunes et sable
- 332 : Roches nues
- 333 : Végétation clairsemée
- 334 : Zones incendiées
- 335 : Glaciers et neiges éternelles

Zones humides - Zones humides intérieures

- 411 : Marais intérieurs
- 412 : Tourbières

Zones humides - Zones humides maritimes

- 421 : Marais maritimes
- 422 : Marais salants
- 423 : Zones intertidales

Surfaces en eau - Eaux continentales

- 511 : Cours et voies d'eau
- 512 : Plans d'eau

Surfaces en eau - Eaux maritimes

- 521 : Lagunes littorales
- 522 : Estuaires
- 523 : Mers et océans

Figure 40. Cartographie de la compilation de l'occupation biophysique des sols dans notre maillage complet sous la projection Lambert 93 en France métropolitaine. Au total 81 habitats différents seront retenus dans l'analyse après soustraction des occupations des sols artificiels de Corine Land Cover et des habitats absents de notre carroyage d'analyse (Traduction disponible en Annexe 15).

Création de cartes synthétiques d'accumulations des pressions humaines en France - Matériels & méthodes

IV.2.e. Traitement des données

Le traitement des données s'est déroulé en quatre étapes qui correspondent aux réalisations de quatre matrices différentes :

- (i) La matrice habitats/grille de calcul représente la surface totale des habitats présents dans chaque cellule de la grille ;
- (ii) La matrice impacts/grille regroupe les intensités des pressions humaines à l'échelle du littoral français (issue de l'interpolation) ;
- (iii) La troisième matrice (matrice experts) estime l'impact relatif des pressions sur les différents habitats physiques ;
- (iv) Enfin une dernière matrice des scores donne les impacts cumulés par cellule.

La matrice habitat / grille est obtenue en compilant sous SIG les données récoltées (habitats physiques et grille). Puis à l'aide du logiciel R, la matrice est obtenue (Tableau 11). On a ainsi pour chaque habitat physique l'aire qu'il occupe dans chaque cellule de la grille.

	Habitat 1	Habitat 2	Habitat 3	...
Cellule 1	0.488	30.158	0	
Cellule 2	0	36.974	0	
Cellule 3	0.333	37.692	0.286	
...				

Tableau 11. Exemple de la matrice habitat/cellule. Chaque surface des habitats est calculée par cellule en km².

Création de cartes synthétiques d'accumulations des pressions humaines en France - Matériels & méthodes

Puis, lorsque tous les impacts sont spatialisés pour chaque cellule de la grille, une normalisation est appliquée afin que l'intensité de tous les impacts soit comprise entre 0 et 1 :

$$X_{normalisé} = X - \min(x) / (\max(x) - \min(x))$$

En effet cette étape est nécessaire car ce n'est pas la valeur d'intensité qui nous intéresse mais les variations relatives entre chaque indicateur. Par cette méthode on normalise la variation des indicateurs entre 0 et 1, les intensités des indicateurs seront données par le poids apporté par les experts.

Les avis des experts sont compilés afin d'obtenir la note moyenne et l'écart-type pour chaque couple pression/habitat (matrice experts).

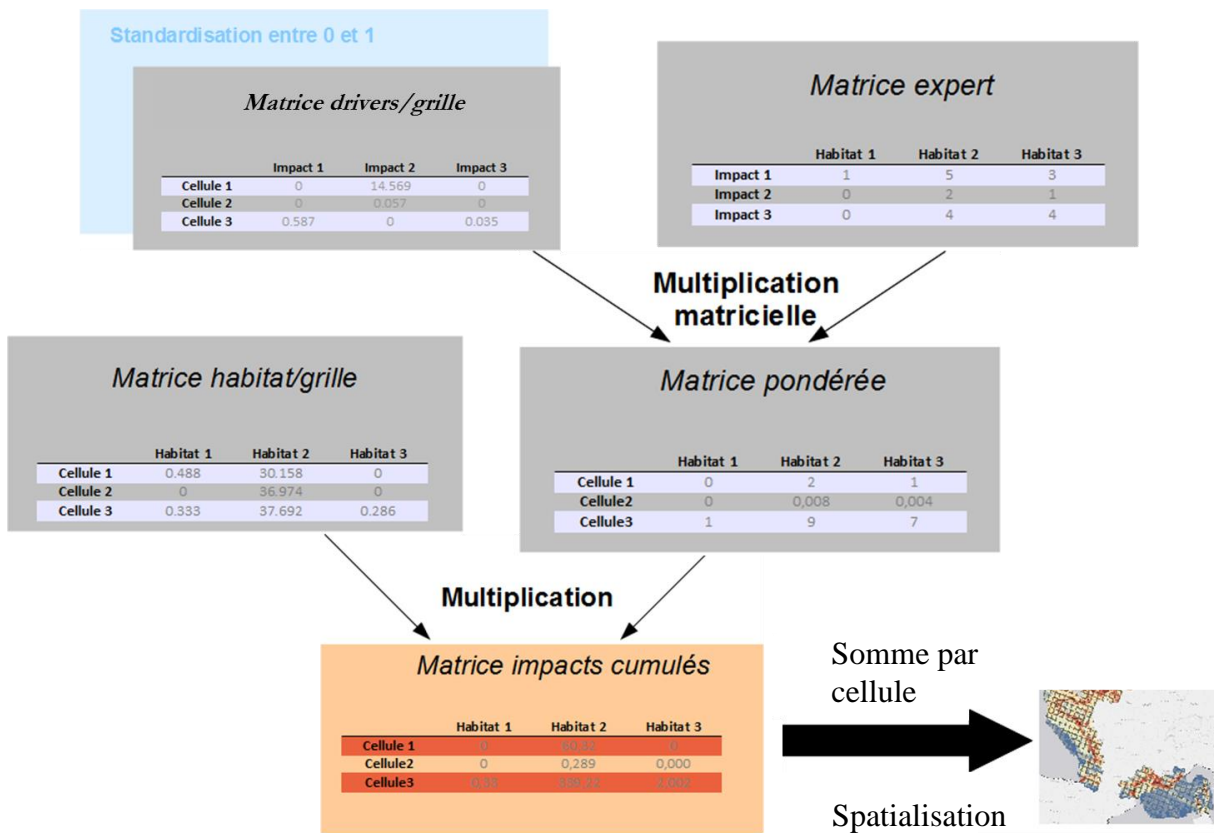


Figure 41. Procédure pour le calcul d'un score d'impact anthropique pour chaque cellule de la grille de calcul.

Création de cartes synthétiques d'accumulations des pressions humaines en France - Matériels & méthodes

La matrice des impacts cumulés est obtenue après plusieurs manipulations décrites par la Figure 41. L'obtention des scores se fait grâce à la formule :

$$Score = \sum_{(i=1)}^n \sum_{(j=1)}^m D_i \times E_j \times \mu_{ij}$$

Où D_i représente la valeur standardisée (de 0 à 1) de l'intensité de l'indicateur i , E_j l'aire de l'habitat j , et μ_{ij} la note de pondération de la pression i (de 0 à 5) sur l'habitat j .

Ce modèle additif du cumul des impacts somme l'ensemble des impacts qui se superpose dans une même cellule, pondéré par l'ensemble des habitats présents dans la cellule ainsi que par la note relative des experts sur les couples habitats/pressions.

Afin de rendre les résultats lisibles, les scores sont représentés sous la forme d'une carte et discrétisés en 8 classes issues de l'algorithme de Fisher-Jenks (Jenks, 1967). Seules les cellules dont plus de 50 % de la surface en habitats été connue ont été retenues (cellules sur les bords de la carte) et leur score a été extrapolé en pondérant par la surface manquante. Ceci a permis d'éviter des biais lors de la comparaison du score d'une cellule de 25 km² (5 x 5 km) contre une cellule de seulement 12,5 km² présents sur les bords de la carte (voir Annexe 13).

La transformation logarithmique $\log(x+1)$ racine cubique (Legendres & Legendres, 1998) est appliquée sur les scores afin de permettre une analyse plus fine aux niveaux des littoraux ; cette transformation a pour but de normaliser la distribution des données pour rendre les scores les plus faibles plus visibles lors de la discrétisation avec l'algorithme de Jenks. En effet les scores les plus forts ont tendance à tirer toutes l'information par leur intensité extrême.

L'ensemble des résultats est spatialisé sur notre grille d'analyse.

IV.3. Résultats

Les scores sont calculés pour les 26 000 cellules et pour l'ensemble des pressions pour lesquelles les experts ont identifié des impacts négatifs sur les habitats. La distribution des scores est représentée dans la Figure 42. Les scores ont des valeurs allant de 0,00 à 20,08, et le score moyen obtenu est de 10,3 et l'écart-type 2,9. La transformation des scores en appliquant la racine cubique aux valeurs permet d'obtenir une distribution de type gaussien (Pas de normalité, un test de Shapiro donne une $p\text{-value} \ll 0.01$) qui améliore grandement le pouvoir discriminant de la classification Jenks.

La carte des scores est représentée dans la Figure 43. Cette carte choroplèthe indique pour chaque cellule la somme des impacts humains sur les habitats avec un gradient du bleu, valeurs faibles, au rouge, valeurs fortes, en passant par le jaune pour les valeurs médianes. On voit clairement que les reliefs montagneux possèdent des scores relativement plus faibles (Alpes : 4.79, Pyrénées : 5.23 ; montagne Corse : 5.99) que le reste du territoire. Il en est de même pour les endroits où la bathymétrie est haute (large de l'Atlantique : 5.31). Le phénomène de littoralisation, c'est-à-dire l'affluence de population et d'activités économiques sur les littoraux et, corrélativement, le tassement démographique des zones intérieures, est aussi perceptible. Plus précisément, la zone autour du trait de côte (bande d'environ 20km) apparaît particulièrement influencée par les impacts humains. Le motif principal que suivent les scores prend une forme de cloche, c'est-à-dire que du large vers la côte les scores augmentent, atteignent un maximum aux alentours du trait de côte, puis diminuent en direction du territoire continental.

Création de cartes synthétiques d'accumulations des pressions humaines en France - Résultats

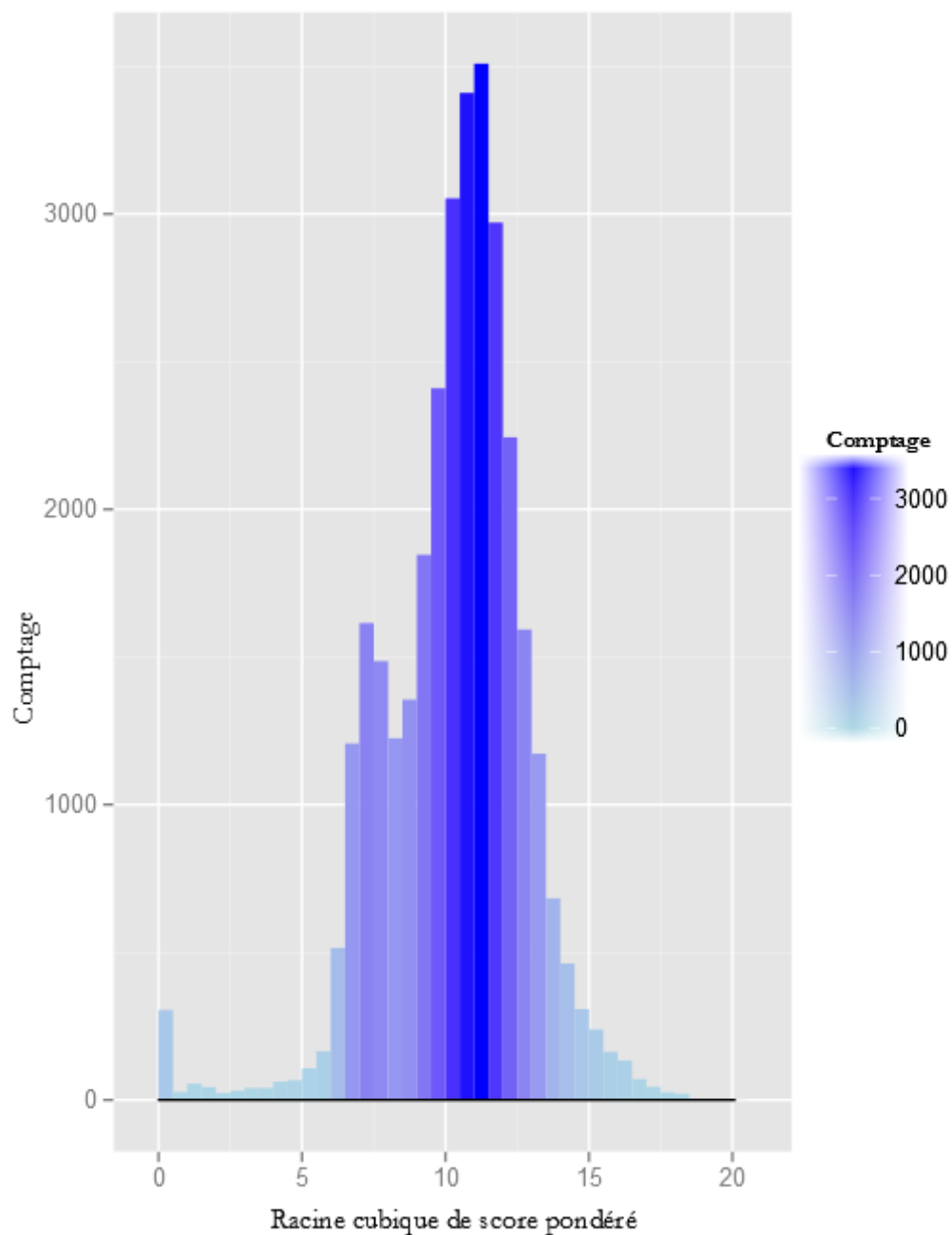


Figure 42. Distribution des scores transformés (racine cubique) et pondérés par la surface totale des habitats. La distribution est de type normal, la forme en cloche nous rassure quant à la transformation choisie. En moyenne le score vaut 10,30 et l'écart-type 2,9.

Création de cartes synthétiques d'accumulations des pressions humaines en France - Résultats

Quelques endroits présentent des motifs différents comme à Marseille où les scores élevés persistent à l'intérieur des terres, ou encore dans les Landes où les scores sont faibles le long du gradient. On remarque ensuite que toutes les villes portuaires importantes présentent des scores globalement plus élevés (Calais : 16,48, Le Havre : 17,19, Nantes : 16,79, Bordeaux : 15,83 et Marseille : 15,58).

Certaines zones ont de faibles scores sur le littoral et sont potentiellement moins menacées par des impacts anthropiques, c'est le cas des Landes (5,79), des Albères (3,75), de la Camargue (3,59) ou encore de la Corse (6,41). Concernant le plateau continental, les zones peu profondes ressortent plus affectées au niveau de la transition Manche / Mer du Nord (8,41). Ce même effet est observé, mais moins marqué, le long des côtes Atlantique et le long des axes maritimes de communication reliant Marseille à la Corse et à l'Afrique du Nord. En parallèle, l'incertitude des scores est maximale sur les littoraux car il y a plus de pressions qui s'exercent simultanément et les incertitudes des experts se cumulent également.

Au final très peu de zones ne sont pas affectées par les activités humaines (0,1%, score entre 0 et 1) et au contraire une fraction importante présente de très forts risques (4,8%, score supérieur à 15). L'ensemble des résultats cumulés par habitats ou pressions est détaillé dans l'Annexe 15, l'Annexe 16 et l'Annexe 17.

Création de cartes synthétiques d'accumulations des pressions humaines en France - Résultats

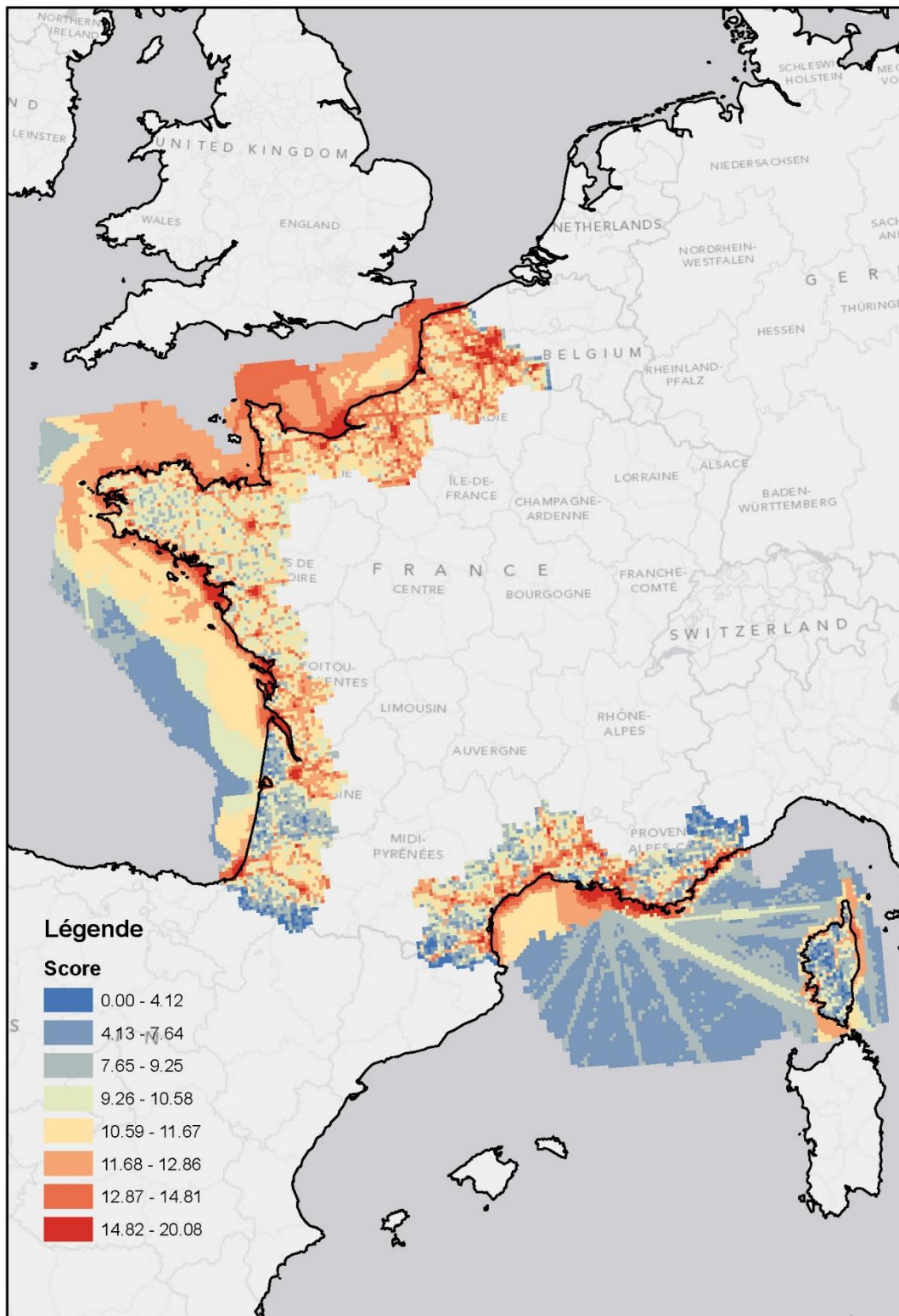


Figure 43. Scores des impacts anthropiques cumulés sur les habitats marins et terrestres des littoraux français.

Création de cartes synthétiques d'accumulations des pressions humaines en France - Résultats

Une dernière analyse a été réalisée et concernent les aires protégées de France. La sélection s'est faite sur le critère de la soumission à une réglementation de protection stricte. Plus précisément cela regroupe les parcs nationaux [pn, 2010], les parcs naturels marins [pnm, 2010], les réserves biologiques [rb, 2011], les réserves nationales de chasses et faunes sauvages [rncfs, 2010], les réserves naturelles nationales [rn, 2010], les sites RAMSAR [2010], les terrains du conservatoire du littoral [cdl, 2011] et les sites d'intérêt communautaire [sic, 2011], les arrêtés de protection de biotope [apb, 2011]. Les parcs naturels régionaux n'ont pas été pris en compte car ils ne sont pas soumis à une réglementation stricte (Roche, 2011). Le réseau Natura 2000, qui inclut les zones de protection spéciale, n'a pas non plus été considéré comme une aire protégée à proprement parler car il est en majorité redondant avec les aires protégées au niveau national, et dès lors qu'il y a redondance, la réglementation nationale de protection s'applique (Roche, 2011), c'est-à-dire celle d'un parc national par exemple. Les zones non redondantes ne représentaient pas une superficie caractérisant l'ensemble du réseau Natura 2000.

Le score moyen a été calculé pour chaque type de protection mais aussi pour les ZNIEFF et les ZICO. L'objectif est de voir si les pressions qui s'exercent diffèrent selon l'état de protection et de présence de diversité biologique par rapport aux autres zones. Les ZNIEFF-Mer n'ont pas été prises en compte car l'inventaire n'est pas encore terminé selon les régions (DREAL Nord-Pas-de-Calais, 2010). Les résultats ont ensuite été testés avec une ANOVA pour tester l'égalité des moyennes des scores.

Les ZNIEFF et les ZICO, considérées ici comme indicateurs de biodiversité, ont un score similaire aux autres zones. Elles sont présentes quasiment sur toute l'aire d'étude ne se limitant pas à des zones restreintes. Les plus grandes densités se trouvent

Création de cartes synthétiques d'accumulations des pressions humaines en France - Résultats

le long du littoral méditerranéen, de l'estuaire de la Gironde à Nantes et du Havre à Calais pour les ZNIEFF et de la Gironde à la Bretagne Sud pour les ZICO. Les territoires sous statut de protection n'ont pas un score moyen plus faible (Tableau 12). En effet les scores moyens par types de protection sont similaires (environ 7) entre eux mais aussi avec les espaces non soumis à une réglementation visant à protéger la biodiversité.

	apb	cdl	sic	pn	pnm	ramsar	rb	rn	mcs	zico	znieff1	znieff2	Non-protégé marin	Non-protégé terrestre
Nombre de site	261	406	1808	88	53	138	70	142	15	774	1744	1690	x	x
Moyenne	8,19	8,88	7,70	5,47	7,79	8,83	7,07	7,92	6,85	7,80	7,81	7,72	6,53	7,74
Ecart-type	1,72	1,44	1,68	2,03	0,52	1,36	2,00	1,52	2,21	2,07	1,70	1,74	1,83	1,67
Minimum	0,82	3,59	0,29	0,29	6,99	3,59	2,63	3,51	3,28	0,29	0,29	0,29	13,35	0,29
Maximum	13,35	13,69	13,69	9,86	9,54	13,22	12,98	11,57	10,10	13,69	13,69	13,69	0,29	13,68

Tableau 12. Scores moyens par type état de protection ; apb : arrêtés de protection biotope, cdl : conservatoire du littoral, sic : sites d'intérêt communautaire, pn : parcs nationaux, pnm : parcs naturels marins, rb : réserves biologiques, rn : réserves nationales, mcfs : réserves nationales de chasses et faunes sauvages. Il n'y a pas de différences significatives de moyenne des scores entre les types de protection et les zones d'intérêt biologique par rapport aux zones non protégées (p-value < 2.10-16 *, ANOVA).**

Ce sont les rares endroits où l'on constate que les zones sous protection ont un score relativement faible. Mais il est à noter que la protection d'une zone n'est pas forcément signe de bonne santé écologique, les réserves « papiers » (Claudet *et al.*, 2008) en Italie en sont le parfait exemple.

IV.4. Discussion

La littoralisation est visible sur la carte car elle correspond à un afflux massif de population et à une concentration de l'activité économique sur les zones littorales au détriment de l'intérieur du territoire. Par conséquent, il y a sur les littoraux davantage de territoires artificialisés, des réseaux de communication sont plus denses, et surtout une densité touristique plus élevée. Les littoraux apparaissent de manière générale plus menacés que le reste du territoire surtout à proximité du trait de côte (20 km) et présentent le même motif de répartitions des scores qui suivent une distribution gaussienne. Ces résultats montrent que les menaces dues à des facteurs socio-économiques sont les plus fortes à ces endroits pour la biodiversité car ils cumulent des habitats sous fortes influences anthropiques. De plus, il a été montré dans d'autres études que les pollutions, l'eutrophisation, la dégradation des habitats et l'exploitation des ressources sont plus fortes sur le littoral (Halpern *et al.*, 2008; Coll *et al.*, 2012; Micheli *et al.*, 2013)

Les grands pôles urbains ont les scores maximums montrant que ces endroits cumulent les impacts. Le modèle additif choisi dans cette étude est particulièrement adapté pour synthétiser l'ensemble des pressions qui s'exercent en zone urbaine. En effet, les impacts liés à l'urbanisation correspondent à de fortes modifications du paysage, c'est-à-dire à des substitutions ou à des changements d'habitats. Les conséquences écologiques pour la biodiversité sont l'augmentation des contraintes pour des processus importants dans la survie des populations (contraintes pour la dispersion animale ou végétale, par exemple) ainsi que la fragmentation des taches d'habitats. Cela représente un danger pour la biodiversité, théorisé à partir de la théorie de la biogéographie insulaire (MacArthur & Wilson, 1967) : la survie d'une population dépend de l'arrivée de nouveaux migrants pour compenser les pertes et la richesse en espèces est en général corrélée à la taille relative des taches. La fragmentation influence

Création de cartes synthétiques d'accumulations des pressions humaines en France - Discussion

aussi la répartition des espèces, en effet ces dernières évitent en général les frontières («edge effect») ce qui diminue la connectivité entre deux taches d'habitats (Zurita *et al.*, 2012). Les pôles urbains ainsi que le littoral sont en général fortement peuplés ce qui conduit à des perturbations dues à la présence des humains : la fréquentation des espaces verts par les citoyens peut constituer un dérangement pour les oiseaux lors de leurs recherches alimentaires (Stankowich & Blumstein, 2005), ou encore le piétinement induit par la forte fréquentation influence les communautés de carabes (Grandchamp *et al.*, 2000). D'une manière générale, la composition des communautés est influencée par la réponse des espèces aux contraintes anthropiques (*e.g.* Francesco Ficetola & De Bernardi, 2004).

La présence de scores plutôt faibles s'explique de différentes façons en fonction du lieu. Par exemple de larges zones terrestres à faible élévations se distinguent par leurs faibles scores : La forêt des Landes (5,59) et la Camargue (3,59). Nous faisons l'hypothèse que ces scores relativement faibles sont la conséquence de deux effets : Un territoire d'exploitation humaine de grande taille et un territoire protégé depuis longtemps.

La forêt des Landes est un massif constitué d'une seule espèce exploitée le *Pinus pinaster* ou pin des landes. La gestion durable de cette forêt artificielle, pour son exploitation, permet le renouvellement de la densité des pins des landes. La forêt mesure plus de 10 000 km² (Centre régional de la propriété forestière d'Aquitaine).

Dans notre méthodologie on considère cet espace comme un habitat naturel mais de par sa création humaine on peut contester ce statut. Cependant le turn-over (taux de remplacement) des cohortes de pins est estimé entre 30 et 50 ans pour les massifs plantés ce qui laisse le temps à de nombreuses générations animales de prospérer (Centre régional de la propriété forestière d'Aquitaine) et nuance l'aspect artificiel de

Création de cartes synthétiques d'accumulations des pressions humaines en France - Discussion

cette forêt. Aujourd'hui, la forêt commence à laisser place à d'autres activités humaines ce qui explique les scores plus élevés autour de la forêt actuelle.

La Camargue, réserve nationale depuis 1927, montre aussi des scores anthropiques relativement faibles dans sa zone spatiale. L'ensemble du delta du Rhône est une réserve de biosphère (UNESCO, zone qui concilie biodiversité et développement durable) depuis 1977. Une réserve de biosphère est divisée en trois zones : un cœur central avec un fort niveau de protection, une enveloppe tampon avec une législation des activités humaines autorisées et une zone de transition avec des législations plus souples (agriculture, résidence...). Ce dispositif, associé à d'autres statuts de protection aux objectifs et aux moyens différents (Parc Naturel régional, zonages Natura 2000...) peut expliquer les scores anthropiques relativement faibles, même si des formes d'exploitation des ressources (agriculture, élevage, chasse) peuvent avoir des effets adverses sur certains segments de la biodiversité. Il faut aussi noter qu'une couronne de pressions anthropiques fortes se crée à sa frontière comme le montre la Figure 43. En Corse les scores sont faibles ainsi que dans le Sud Est de la France car les montagnes méditerranéennes ont connu une très forte diminution de l'activité économique tout au long du XX^{ème} siècle. Cependant, les zones à faibles scores ne sont pas forcément tous des lieux à forte biodiversité.

En mer, les zones les plus touchées sont la Manche et la mer Méditerranée. La Manche est fortement sous influence anthropique car elle présente des ressources nombreuses (notamment des ressources halieutiques) pour une surface relativement faible. C'est surtout un des lieux du monde où le trafic maritime est le plus soutenu et particulièrement au niveau du détroit du Pas de Calais (Martin *et al.*, 2010). Les forts scores de la mer Méditerranée peuvent avoir plusieurs origines : historique, industrielle, urbaine, mais c'est avant tout le siège de l'un des trafics maritimes le plus

Création de cartes synthétiques d'accumulations des pressions humaines en France - Discussion

important au monde (pétrolier) (Coll *et al.*, 2010, 2012). De plus, c'est un bassin de concentration qui stocke les pollutions. La Méditerranée représente aujourd'hui un hotspot (Myers *et al.* 2000) car elle regroupe 7 % de la biodiversité marine mondiale. Dans l'Océan Atlantique et en Méditerranée, les influences humaines diminuent avec la distance à la côte et la bathymétrie. Ce résultat illustre le fait que l'exploitation des ressources diminue avec l'augmentation de la profondeur pour des raisons de coûts et par manque de techniques. De plus, les écosystèmes marins sont particulièrement vulnérables car les impacts sont d'origines marine et terrestre et il semblerait même que les menaces terrestres soient les plus importantes (Halpern *et al.*, 2007). Ce phénomène est particulièrement grave en Méditerranée, car la biodiversité marine est plus élevée sur les côtes et le plateau continental (Coll *et al.* 2010).

Enfin, les résultats montrent que la protection d'un lieu ne l'empêche pas d'être soumis à des impacts anthropiques. Les espaces ont souvent été protégés car ils étaient menacés par les activités anthropiques. Ainsi, la gestion des espaces protégés, qui ciblent en priorité les poissons commercialisables, les vertébrés et les plantes longévives, doit tenir compte de ces fortes pressions anthropiques. Les aires sous protection ne peuvent pas être hermétiques partout, elles subissent donc les impacts liés aux structures environnantes. Par ailleurs, de nombreuses autres espèces se trouvent hors des espaces protégés (Marty & Lepart, 2009) et leur conservation par d'autres mesures que la mise sous protection stricte doit également se faire dans un contexte de fortes pressions anthropiques. Aucune autre étude comparable n'a été trouvée à l'échelle de la France ou de l'Europe à notre connaissance.

Cette étude permet de visualiser à l'échelle de la France où se situent les zones les plus menacées pour les facteurs choisis. Elle amène au constat suivant : peu de zones sont faiblement influencées par les activités anthropiques. La méthode de calcul par

Création de cartes synthétiques d'accumulations des pressions humaines en France - Discussion

les aires (et non par présence/absence) a permis de donner une importance relative à tous les impacts, évitant ainsi la surestimation des scores. Les pressions fortement corrélées ou inter-dépendantes ont été supprimées au maximum pour éviter les redondances, mais parfois il a été utile de garder des informations *a priori* dépendantes (pollutions organiques/inorganiques, ou route et ville) car elles n'avaient pas la même distribution spatiale. Les scores ne sont qu'une image synthétique d'une réalité bien plus complexe et fluctuante. En effet, la liste des pressions n'est pas exhaustive : la pêche commerciale, les zones de dragage, les quantités de produits phytosanitaires utilisés ou encore les émissions de polluants influencent la biodiversité et non pas étaient prises en compte car il était impossible de réunir l'information dans le temps du stage. Seule les surfaces des habitats sont prises en compte, il n'y a pas d'information directe sur les espèces, les interactions, le trait de vie, les réseaux trophique... (Crain *et al.*, 2008). Les habitats ont été considérés ici comme la base de la biodiversité (Margules & Pressey, 2000).

Enfin, et c'est un aspect qui a une grande importance dans cette méthode, les scores dépendent de la pondération par les avis des experts. Ces avis d'experts peuvent introduire des biais. En effet les 9 experts, qui ont répondu à cette enquête, étaient plutôt des spécialistes de l'environnement marin et littoral. Leurs connaissances sur le milieu marin étaient peut-être plus précises que pour le milieu terrestre. Il est important, pour obtenir des résultats plus robustes, de pouvoir augmenter le nombre d'experts consultés. Cependant le travail à partir des avis d'experts est un moyen efficace pour pallier les manques de données ou réduire drastiquement les couts par rapport à des données terrain (Crist *et al.*, 2000; Lindeijer, 2000; Etienne *et al.*, 2003; Angelidis & Kamizoulis, 2005; Halpern *et al.*, 2009; Vörösmarty *et al.*, 2010). Le modèle que nous avons choisi est additif (*i.e.* les pressions s'additionnent dans une même cellule) alors que certaines pressions pourraient être

Création de cartes synthétiques d'accumulations des pressions humaines en France - Discussion

synergiques ou antagonistes. L'application de modèles multiplicatifs permettrait d'illustrer de telles interactions mais auraient largement amplifié le phénomène d'accumulation des pressions sur le littoral (*e.g.* Crain *et al.* 2008).

La méthodologie choisie n'est pas souvent retrouvée dans la littérature car elle est relativement récente, mais elle a pour avantage d'être grandement synthétique. Des biais inhérents à ce procédé existent (précision des données, réalité du terrain, sensibilité des experts aux enjeux environnementaux...), toutefois, il permet de proposer une cartographie des risques et de participer au débat sur le choix des stratégies de gestion environnementale (Crowder, 2006; Trebilco *et al.*, 2011). De nombreux outils de gestion pourraient intégrer dans leur algorithme notre étude pour définir des zones de priorités pour la conservation (Airamé *et al.*, 2003; Carr *et al.*, 2003; Willis *et al.*, 2012). Par ailleurs, ces cartes peuvent être un élément dans un dispositif participatif visant à discuter des stratégies collectives de gestion.

Une étude à une échelle plus fine (de l'ordre du km²) permettrait de conforter les éléments avancés dans la discussion et d'encore mieux identifier les limites de l'influence littorale. Des validations terrains seraient aussi très intéressantes pour confirmer ou infirmer les tendances que propose notre analyse. Le nombre d'habitats au sein d'une cellule serait réduit et notre méthodologie n'aurait été réalisable qu'avec des données de pressions dont la résolution serait inférieure à 1 km². La multiplication des outils de cartographie et de télédétection ainsi que les inventaires biologiques et la bancarisation des données pourraient permettre dans le futur une analyse automatique à des résolutions plus fortes.

Cette étude a permis de confirmer les conséquences de la littoralisation, et plus particulièrement au niveau de l'interface terre-mer. Ces zones ont des scores élevés dus à l'urbanisation pour la partie terrestre et aux activités anthropiques terrestres et

Création de cartes synthétiques d'accumulations des pressions humaines en France - Discussion

maritimes pour le milieu marin. La méthodologie peut facilement être reprise et utilisée avec d'autres données et à une échelle plus fine lors de planification de plan de gestion. Il est cependant important de ne pas oublier que la lutte contre l'érosion de la biodiversité ne se résume pas à protéger des espaces, mais bien à changer nos pratiques et repenser la relation que l'homme entretient avec la nature (Marty & Lepart, 2009).

CHAPITRE 5

Pressions anthropiques sur l'environnement littoral :
développement d'un site internet participatif pour la
collecte et la diffusion d'avis d'experts

V. Pressions anthropiques sur l'environnement littoral : développement d'un site internet participatif pour la collecte et la diffusion d'avis d'experts

V.1. Constat sur les méthodes cumulatives

Dans le chapitre précédent nous avons vu que les méthodes de scoring des impacts anthropiques demandent des données de pressions (mesures terrains, proxys de mesure ou absence/présence) sur des habitats ou des espèces cibles (abondance ou absence/présence). Ces pressions sont exprimées par des notes de pondération. Ces notes de pondérations, obtenues à partir d'avis d'experts, sont primordiales car elles font le lien entre les pressions et les habitats pour créer le modèle le plus cohérent possible des risques sur le terrain d'étude. Dans la majorité des articles scientifiques utilisant une méthodologie similaire le nombre d'experts est souvent restreint ; il n'est parfois pas fourni avec précision. Pour illustrer cela, nous présentons trois études parmi les plus citées dans la littérature et fondées sur un algorithme impliquant des avis d'experts : Halpern *et al.*, 2008 ; Vörösmarty *et al.*, 2010 ; Korpinen *et al.*, 2012.

Pour Halpern *et al.*, 2008 :

Cette étude combine 38 drivers anthropiques et 23 écosystèmes marins à l'échelle de la planète. Le nombre d'experts ayant participé à l'étude n'est jamais cité : "*Methods for assessing the relative impact of drivers (...) derived from a large group of international marine experts. When these experts were surveyed to determine relative impact scores we did not know which data (or proxy data) would be available for each driver category, and so their responses may not be directly relevant to the data we used here.*" Cette information est donnée dans l'appendice C.2.

Constat sur les méthodes cumulatives

Pour Korpinen *et al.*, 2011 :

Les auteurs combinent 52 pressions différentes avec 14 écosystèmes marins dans la mer Baltique pour créer une carte synthétique des pressions. Encore une fois, l'information sur les experts participants à l'étude n'est pas citée dans la publication mais se retrouve dans l'appendice avec les méthodes supplémentaires : *“The weights used in our analyses reflected the expert opinions of eight of the authors.”* Les experts sont donc au nombre de 8 et sont les auteurs eux-mêmes.

Pour Vörösmarty *et al.*, 2010 :

Cette étude utilise 23 pressions négatives sur les rivières et systèmes hydrologiques mondiaux. Le nombre d'experts n'est pas cité mais sur le site internet de la revue, on lit : *“Each driver and theme was weighted according to its relative influence on threat by surveying expert opinion within the working group, which collectively represented a wide range of disciplinary expertise and work experience on most continents.”* Le nombre d'experts n'est, à nouveau, pas connu non plus et a très probablement fait l'objet d'une enquête au sein d'un réseau de chercheurs.

L'information sur les experts est délicate à traiter et à dévoiler car elle peut facilement être critiquable. Sur la trentaine de publications que nous avons analysées pour faire ce constat, les conclusions sont souvent les mêmes :

- Le nombre d'experts et la méthodologie associée sont rarement indiqués
- Les experts sont le plus souvent les auteurs eux-mêmes
- Le nombre d'experts est limité
- Leur expertise est locale puis extrapolée à un plus large territoire.

Pourtant ce nombre restreint d'experts va à l'encontre des enquêtes environnementales les plus récentes qui, au contraire, visent à impliquer dans les

Constat sur les méthodes cumulatives

études les plus de personnes possibles et à des niveaux d'échelles différentes (Newig & Fritsch, 2009). De plus, la participation d'un public large et varié dans l'évaluation environnementale renforce généralement la robustesse des conclusions (Beierle & Cayford, 2002; Dietz *et al.*, 2003). Pour Grech *et al.* (2011), les outils informatiques modernes et la multiplication des bases de données en ligne (Big Data) permettent d'analyser des espaces de plus en plus grands mais la difficulté consiste à relier ces données et de les extrapoler sans pouvoir se livrer à des vérifications de terrains souvent difficiles à réaliser (logistiquement et/ou financièrement).

Dans le cadre de la thèse nous avons voulu développer un outil qui pourrait pallier ces problèmes d'expertise, augmenter le nombre et élargir le spectre des participants. Pour cela nous avons conçu un site internet participatif autour de notre étude précédente sur les impacts anthropiques sur le territoire métropolitain français. Au sein du laboratoire LIENSs, nous avons développé ce projet avec l'aide de Christine Plumejeaud (Ingénieur de Recherche au CNRS), qui a notamment encadré le stage de Geoffrey Danet (étudiant en Licence 3 informatique à l'Université de La Rochelle), stage durant lequel ont été développés la collecte du questionnaire et l'affichage des tableaux de l'enquête.

V.2. Simex (Système d'Information Multidimensionnel pour l'Expertise)

L'objectif de ce projet est de concevoir et développer un site internet pour l'acquisition d'expertise concernant des indicateurs de pression anthropique sur des biotopes naturels, maritimes ou terrestres. Les personnes interrogées peuvent aider à déterminer quels sont les facteurs de l'activité humaine qui impactent le plus les milieux naturels, et quelles sont les zones en France sur lesquelles elles pensent pouvoir fournir une expertise. Ensuite, il s'agit de pouvoir questionner un large panel de personnes sur les pressions anthropiques sans prédéfinir à l'avance leur statut d'expert. D'une part, cela permet de mettre en œuvre une expertise plus citoyenne et participative, et d'autre part, nous souhaitons ainsi être en mesure également d'évaluer les expertises produites en les comparant par des méthodes statistiques en termes de nombre et/ou de contenu. Le site devait être simple d'utilisation.

Geoffrey Danet a proposé le nom de SIMEX pour **S**ystème d'**I**nformation **M**ultidimensionnel pour l'**E**xpertise. En effet les experts peuvent choisir spatialement et thématiquement leur domaine d'expertise sans besoin d'extrapolation de notre part. SIMEX permet ainsi la collecte et l'analyse de dires d'experts en ligne ainsi que la restitution de leurs analyses en direct. Grâce à cet outil nous cherchons à identifier et quantifier les pressions d'origine humaine sur les habitats naturels. Ce travail s'effectue à large échelle à la fois sur les habitats marins et terrestres.

Simex (Système d'Information Multidimensionnel pour l'Expertise)

Simex permet la création de cartes de synthèse indiquant des habitats ou des secteurs géographiques à forts risques de perturbations anthropiques. Simex donne la possibilité :

- de collecter des questionnaires multi-échelles et multicritères uniformisés
- d'analyser les informations pour chaque expertise
- de créer des cartes personnalisées pour chaque expert et/ou des cartes de synthèse multi-expertise en ligne.



Figure 44. Page d'accueil et logo pour notre site de collecte et de diffusion SIMEX.

Simex (Système d'Information Multidimensionnel pour l'Expertise)

Le site permet à toute personne, après connexion avec un identifiant et un mot de passe, de délivrer son opinion (valeur qualitative) concernant l'effet que peut avoir une pression (un facteur environnemental conséquence des activités humaines - par exemple, la densité de population) dans une zone que l'expert dessine et sur un certain sous-ensemble de biotopes sur lesquels l'expert s'est déclaré connaisseur.

Le site Web comporte une page d'acquisition du profil de l'expert, puis un formulaire dynamique croisant les drivers et les biotopes correspondant au profil de l'expert, dans l'optique de simplifier et réduire le nombre de questions posées à l'expert. Une dernière page permet à l'expert de visualiser un résultat d'analyse construit sur la méthodologie du chapitre 4. La première et la dernière page comportent une partie cartographique interactive sur le Web (*Web mapping*) permettant à l'expert de zoomer, de se déplacer et de saisir des zones d'expertise, puis de visualiser ses réponses, ou une synthèse des réponses fournies par les autres experts.

V.2.a. Base de donnée spatiale et outils informatiques nécessaires

Une base de données spatiales a été créée (PostgreSQL avec postGIS) compilant l'ensemble des informations issus de l'étude du chapitre 4 (voir Annexe 20) et qui sert d'ossature au développement Web et aux requêtes qu'effectueront les experts. L'ensemble du site ainsi que sa navigation ont été développés en HTML 5. La communication entre la base de données et les requêtes client du site se font via l'intermédiaire du langage Python. L'intégration web-mapping s'est faite via une librairie JavaScript « Open Layer » qui permet l'intégration des cartes et la collecte d'information spatiale des experts. Le calcul des cartes d'impacts pour chaque expert

Présentation fonctionnelle du site SIMEX

en fonction de leur enquête se fait directement entre la base de données PostgreSQL et le logiciel statistique R. Les résultats sont inscrits dans la base de données puis visualisées sur le site en direct. L'ensemble des fichiers et le site ont été déployés sur un serveur du CNRS à l'adresse : lienss.simex.cnrs.fr. Ce déploiement a permis de tester le site et son fonctionnement en conditions réelles.

L'application SIMEX se présente sous la forme d'un site Web, ce qui permet une utilisation de l'application légère, multi-plateformes, sans pré-requis autre qu'une connexion Web et surtout ne nécessitant aucune installation. De cette façon un expert (ou autres) peut saisir ses expertises n'importe où, n'importe quand et sur le support de son choix (*i.e.* tablette sous Android, smartphone sous iOS, Ordinateur sous Linux ou Windows, ...).

V.3. Présentation fonctionnelle du site SIMEX

Pour faciliter la compréhension et le fonctionnement du site, je présente le fonctionnement de celui-ci et ses fonctionnalités comme le découvrirait un nouvel utilisateur puis un enquêteur.

V.3.a. Page d'accueil et complétion de la fiche expert

L'expert en arrivant sur le site se voit offrir deux choix (Figure 44) : (i) une présentation complète de notre étude précédente, des drivers et habitats inclus dans l'analyse ainsi qu'une explication rapide de notre méthodologie ou plus détaillée, s'il le souhaite ; (ii) une participation de l'expert qui peut commencer sa participation à notre campagne. Pour ce faire il doit d'abord remplir un questionnaire qui renseignera sa fiche client (Figure 45 et Annexe 20). La création d'un compte client permet de

Présentation fonctionnelle du site SIMEX

débloquer des fonctionnalités supplémentaires telles que la saisie d'une ou plusieurs expertises et la modification de celles-ci.

The screenshot shows a web form for user registration on the SIMEX site. At the top, there is a navigation bar with links: Accueil, Participer, Résultats, A propos. Below the navigation bar, a message states: "Cette fiche d'information est confidentielle. Son analyse fournira des informations supplémentaires qui pourront servir de point de comparaison entre les expertises." The form includes the following fields and options:

- Gender: "Etes-vous : Un Homme Une Femme
- Email*:
- Mot de passe*:
- Confirmer mot de passe*:
- Acceptez vous d'être recontacté ultérieurement ? : Oui Non
- Année de naissance :
- Code postal de résidence*:
- Discipline (ex: Géochimie)*:
- Niveau de qualification :
 - Baccalauréats
 - Licence (Bac + 3)
 - Licence
 - Licence professionnelle
 - Diplôme national de technologie spécialisé
 - Master
 - 1re année de master (Bac+4) (délivrance possible d'une maîtrise)
 - Master professionnel (Bac+5)
 - Master recherche (Bac+5)
 - Master métiers de l'enseignement (Bac+5)
 - Diplôme d'ingénieur (Bac+5)
 - Doctorat (recherche uniquement) (Bac+8)
 - Autre : saisie libre
- Travail (actuel et passé):
 - Recherche scientifique / Etablissement de l'enseignement supérieur
 - Bureau d'étude
 - Associations
 - Services de l'Etat
 - Etablissement public dédié à la gestion et protection de l'environnement
 - Collectivité territoriale
 - Saisie libre

At the bottom left, there is a "Valider" button and a red asterisk indicating that the fields marked with an asterisk are mandatory: "* Champs obligatoire".

Figure 45. Questionnaire qui permet de compléter la fiche client pour chaque expert et la création d'un compte unique associé à son email et mot de passe.

Le questionnaire récupère la discipline, le niveau de qualification et l'emploi occupé pour chaque expert. Pour faciliter nos analyses sur les experts par la suite, les

Présentation fonctionnelle du site SIMEX

cases peuvent être auto-complétées par un script. Si aucune suggestion ne convient l'expert peut rentrer la valeur désirée.

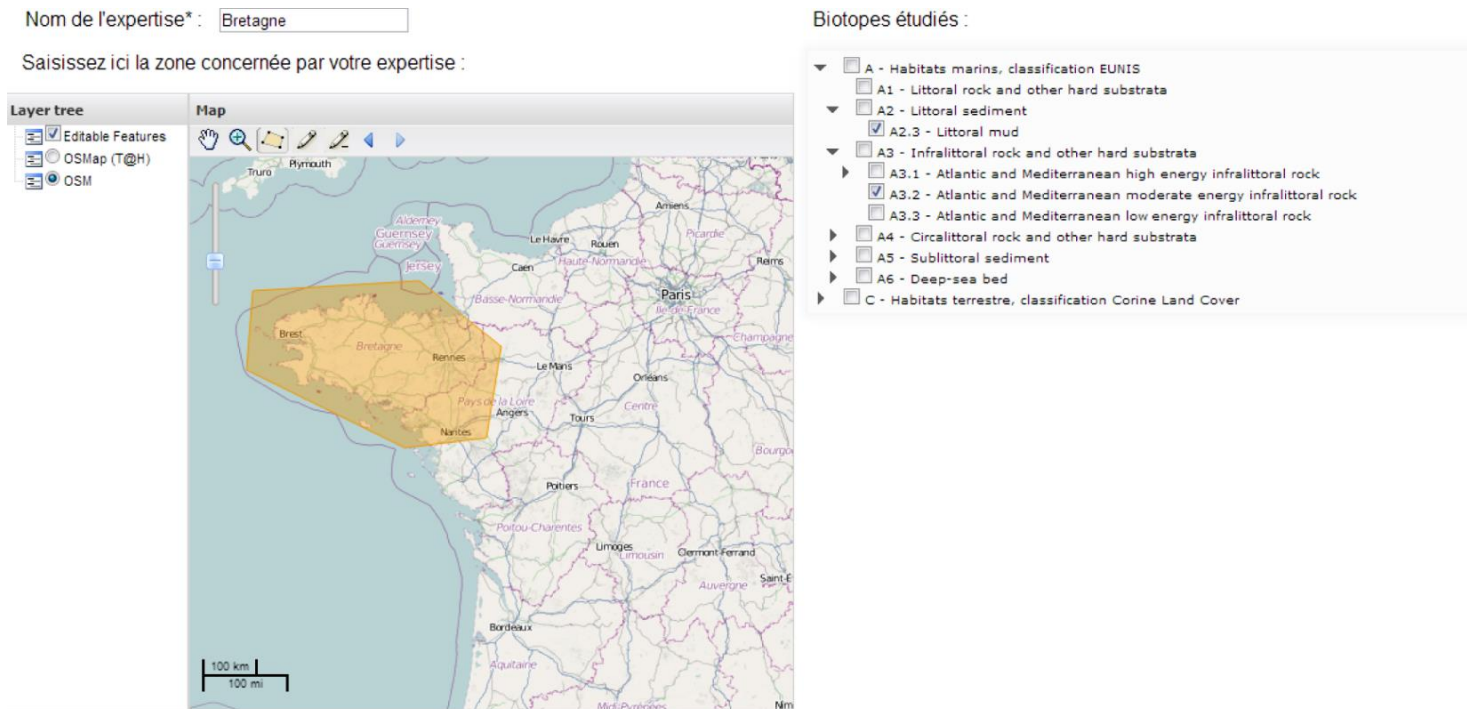


Figure 46. Page de sélection de la zone d'expertise de l'expert ou des grandes bio-régions en France métropolitain et page de sous-sélection des habitats.

L'expert se voit offrir deux choix (Figure 46) :

- La création d'un polygone d'emprise qui déterminera la zone d'expertise. Cette délimitation de la zone par l'expert, pour une surface d'au minimum 50 km², (donc avec une profondeur de zoom limitée), en s'inspirant des techniques de la cartographie sur le Web (WFS transaction protocol – <http://openlayers.org/dev/examples/wfs-protocol-transactions.html>). Le choix se fait par sélection spatiale, de type « polygone ». Les valeurs d'expertise de la zone seront affectées à chaque cellule intersectant la zone.

Présentation fonctionnelle du site SIMEX

- La sélection d'un grand biotope régional en France parmi les suivants :
 - Mer du Nord
 - Mer Celtique
 - Plateau Atlantique sud européen
 - Forêts mixtes cantabriques
 - Forêts mixtes atlantiques
 - Forêts sclérophylles tyrrhéniennes et adriatiques
 - "Forêts montagnardes caducifoliées
et de conifères de la Corse"
 - Forêts sclérophylles et semi-caduques italiennes
 - Forêts pinophytes et mixtes des Pyrénées
 - Forêts de feuillus d'Europe occidentale
 - Forêts mixtes et conifères des Alpes
 - Forêts méditerranéennes du Nord-Est de l'Espagne et du sud de la
France
 - Méditerranée occidentale
 - Forêts de feuillus celtiques

Les écorégions spatiales marines et terrestres ont été compilées par The Nature Conservancy (TNC, <http://maps.tnc.org/>). Ces cartes des écorégions terrestres mondiales sont elles-mêmes la compilation de plusieurs bases de données (Bailey, 1980; Wiken, 1986; Olson *et al.*, 2001; Olson & Dinerstein, 2002). Pour les écorégions marines, c'est la cartographie de Splading *et al.* (2007) qui a été utilisée (<http://www.marineregions.org/downloads.php>). Ainsi les experts peuvent, s'ils le désirent, créer une carte des impacts anthropiques et renseigner les informations relatives aux habitats uniquement au sein de grande régions écologiques d'Europe.

Présentation fonctionnelle du site SIMEX

En fonction de ce premier choix, la liste des habitats inclus dans l'enquête est réduite en fonction de la présence des habitats. L'expert peut choisir de réduire encore la liste des habitats étudiés en ne cochant que les habitats sur lesquels il souhaite partager son expertise.

V.3.b. Questionnaire multi-dimensionnel

Le formulaire doit s'adapter au profil de l'expert, et lui permettre de visualiser ses réponses en fonction de sa zone d'expertise et de ses choix. Un formulaire dynamique avec contrôle de saisie a été développé (stage de Geoffrey Danet) (Figure 47). Ce questionnaire dans sa première dimension contient les indicateurs de pression anthropiques et dans sa seconde dimension les différents milieux naturels expertisés. Les milieux naturels expertisés sont classifiés d'après deux nomenclatures internationales, proposées par l'Agence Européenne de l'Environnement (EEA), à travers une classification des occupations du sol terrestre, le Corine Land Cover (<http://www.eea.europa.eu/publications/COR0-landcover>), et une classification des types d'habitats proposée dans le cadre de l'EUNIS - European Nature Information System (<http://eunis.eea.europa.eu/habitats-names.jsp>),

Présentation fonctionnelle du site SIMEX

Habitats/Pressions	Tissu urbain continu	Tissu urbain discontinu	Zones industrielles et commerciales	Réseaux routier et ferroviaire et espaces associés	Zones portuaires	Aéroports	Extraction de matériaux	Décharges	Chantiers	Espaces verts urbains	Équipements sportifs et de loisirs	Terres arables hors périmètres irrigation*	Périmètres irrigués en permanence	Rizières	Vignobles	Vergers et petits fruits	Oliveraies	Densité de Population	Densité Touristi
▼ A - Habitats marins, classification EUNIS	5																		
A1 - Roches et autres substrats durs littoraux	3																		
▼ A2 - Sédiment littoral					1														
A2.3 - Vasière littoral																			
▶ A3 - Roches et autres substrats durs médiolittoraux	5																		
▶ A4 - Roches et autres substrats durs circalittoraux	5																		
▶ A5 - Sédiment sublittoral	5																		

Figure 47. Exemple de questionnaire dynamique multidimensionnel à compléter par l'expert. En colonne les pressions présentes dans sa zone d'expertise et en ligne les habitats présents et sélectionnés par l'expert.

Ces nomenclatures hiérarchisent les milieux en sous-catégories, jusqu'à 3 niveaux : A1 se divise en A11, A12, ..., A1n, puis B1, etc. Chaque cellule de la grille (33156 en tout) est associée à une surface connue de milieu (81 biotopes différents), puisque pour chaque polygone d'occupation de chaque type de milieu, l'intersection avec la grille régulière a été calculée (au total 536416 polygones calculés). L'expert doit pouvoir répondre soit pour un type de biotope (A1 par exemple) de façon globale, soit pour des sous-catégories (A11, A12) de façon plus précise. Et les réponses vides sont autorisées.

L'expert peut choisir de compléter l'expertise pour les 10 grandes catégories (soit 10 écosystèmes * 15 drivers = 150 notes maximum) ou bien de remplir plus précisément sa notation pour chaque type d'habitat individuellement (81*15 = 1215 notes). L'expert peut également choisir de mixer les deux méthodes. Sa zone

Présentation fonctionnelle du site SIMEX

d'expertise spatiale, ses choix et ses notes de pondérations seront tous stockés dans sa fiche client et il sera en mesure de recommencer ou poursuivre son enquête plus tard ou de la modifier.

Pour chaque enquête réalisée par l'expert, celui-ci peut choisir d'associer une note de fiabilité selon le critère de la Figure 48. Cette note nous permet dans l'agrégation de toutes les données des experts de pondérer chaque expertise par la note de fiabilité auto-attribuée par l'expert. Chaque case à remplir dispose d'une vérification, empêchant la saisie de caractères autres que le 0, 1, 2, 3, 4 ou 5. Si l'expert appuie sur l'une de ses touches, la note affectée sera automatiquement remplacée par la nouvelle. De plus, il a la possibilité d'incrémenter ou de décrémenter la note en appuyant sur les touches « haut » ou « droite » pour l'incrémentation et les touches « bas » ou « gauche » pour décrémenter la note.

The screenshot shows the SIMEX interface with a dropdown menu for 'Fiabilité' (Reliability) set to 3. Below it is a table with two columns: 'IC' (IC) and 'Critères' (Criteria). The table lists five criteria with their corresponding scores. Below the table is a grid of scores for various agricultural areas, with some cells highlighted in blue and others in red.

IC	Critères
5	Données de terrain récentes et conformes aux méthodes recommandées
4	Données de terrain partiellement complétées avec avis d'experts
3	Pas de données de terrain mais avis d'experts récents
2	Pas de données de terrain, avis d'experts anciens
1	Pas de données de terrain et pas d'avis d'experts

Figure 48. Note de fiabilité associée au questionnaire.

Présentation fonctionnelle du site SIMEX

Une fois le questionnaire partiellement ou complètement rempli, l'expert enregistre son enquête et accède à sa page d'expertise (Figure 49).



Figure 49. Fiche individuelle pour chaque expert. Plusieurs enquêtes sont réalisables par le même expert.

L'expert peut ainsi visualiser son expertise, en créer une nouvelle ou modifier une ancienne expertise. Une fois une expertise terminée, il peut visualiser le résultat de son enquête personnelle (« visualiser »). Cela permet de réajuster son expertise, de la compléter ou de changer de zone d'étude.

V.3.c. Visualisation et diffusion des résultats

V.3.d. 1/Résultat individuel

A partir de chaque expertise, notre algorithme de score d'impact anthropique propose une carte. Ainsi pour l'aire d'étude de chaque expert, nous restituons les impacts anthropiques pour chaque cellule dont le calcul des scores est possible (Figure 50).

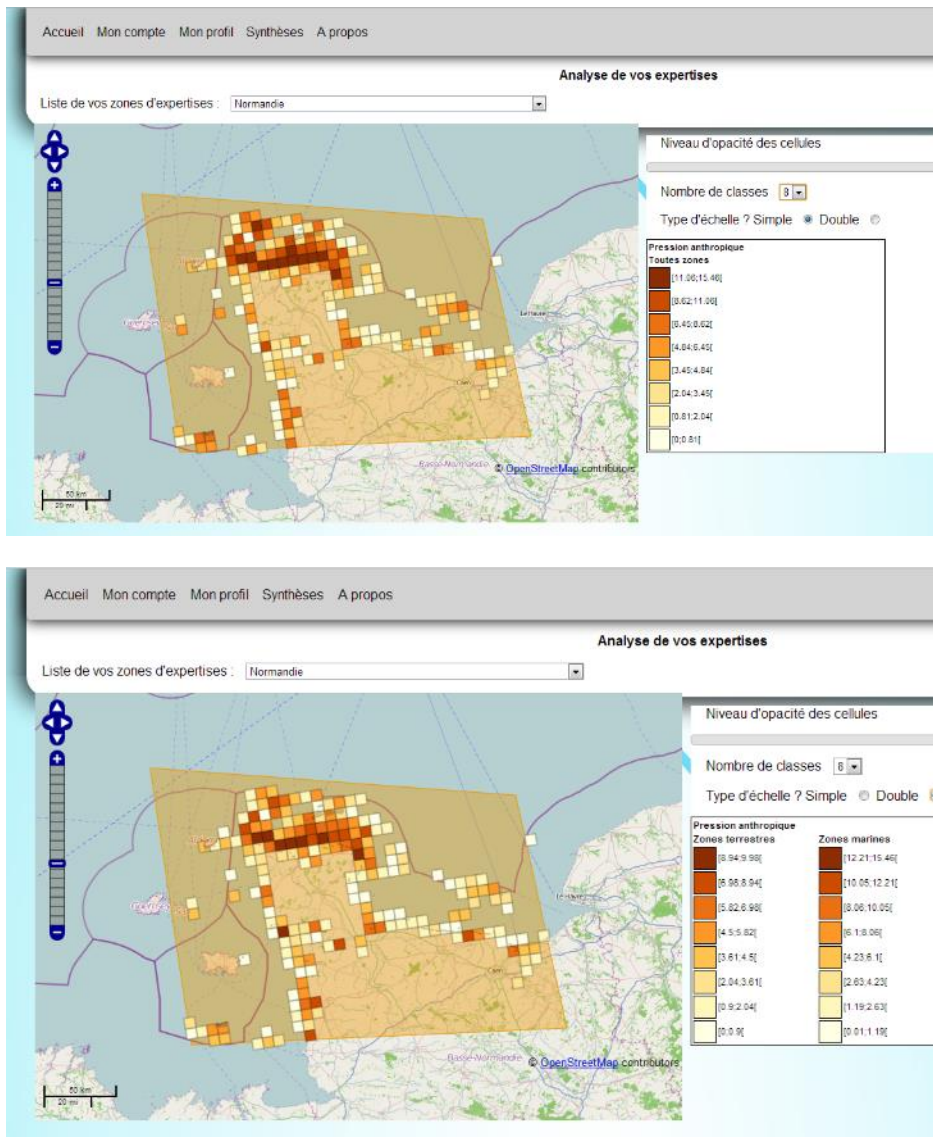


Figure 50. Page de restitution des expertises en fonction des habitats sélectionnés et de la zone d'expertise individuel.

Présentation fonctionnelle du site SIMEX

Simex restitue à la fin de l'enquête les résultats de l'algorithme et propose des options : zoom sur la carte, changement du nombre de classes issues d'une classification Jenks, choix d'une échelle unique pour toutes les cellules ou séparation des cellules en fonction de leur appartenance au milieu marin ou terrestre (Figure 49). Simex crée donc, à la fin de la réponse au questionnaire, une carte qui correspond aux données entrées par l'expert.

V.3.e. 2/Résultat synthétique

Simex présente aussi les résultats synthétiques en prenant en compte tous les experts ayant participé à l'enquête. Ainsi chaque expert renseigne une nouvelle zone ou bien vient augmenter le nombre d'expertise par zone. La Figure 51 montre l'addition d'expertises s'appuyant sur des biotopes régionaux et des expertises fondées sur la sélection de zones d'aires particulières.

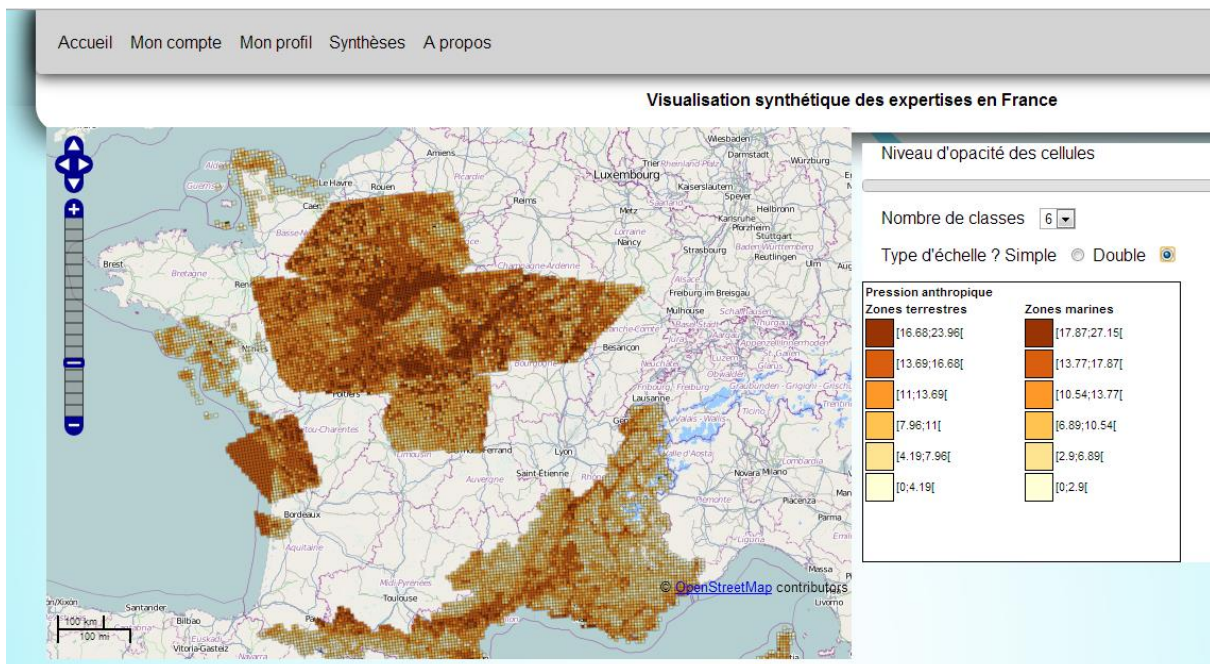


Figure 51. Création d'une carte synthétique dynamique qui prend en compte l'ensemble des personnes ayant participé à l'enquête.

Présentation fonctionnelle du site SIMEX

Simex offre aussi la possibilité de changer la symbologie des cartes créées mais aussi la classification des résultats des scores d'impacts (Fisher, Jenks, quantiles, etc.) (Figure 52).

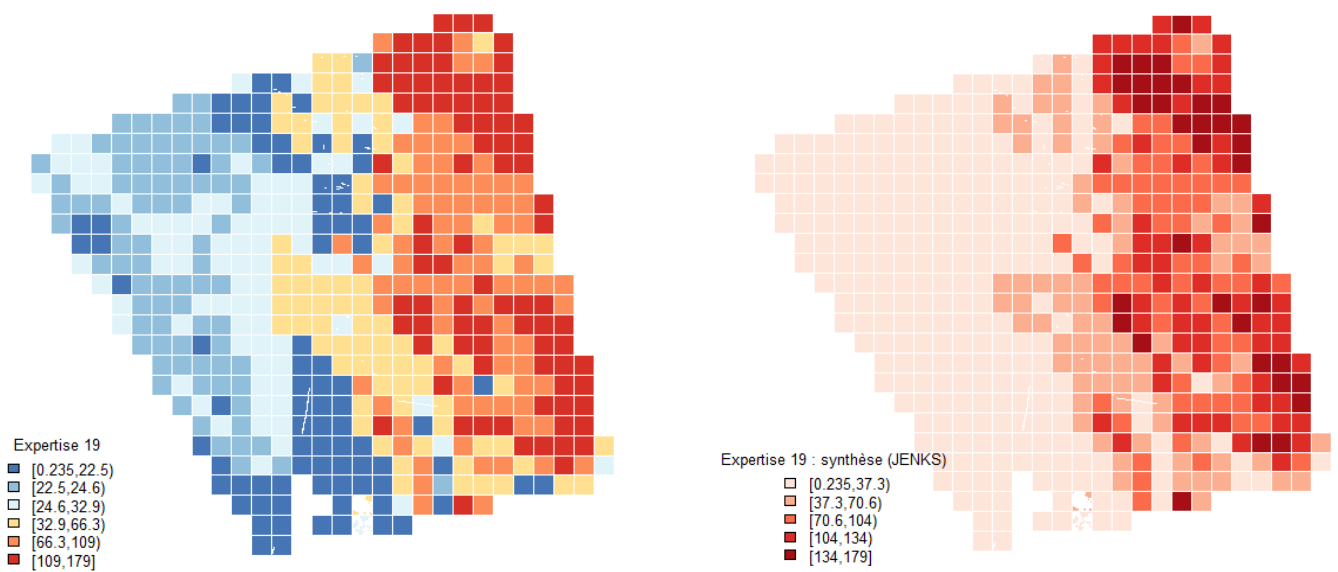


Figure 52. Comparaison des résultats en fonction de la symbologie ou de la méthode de classification (*e.g* Fisher / Jenks).

V.4. Conclusion et perspective pour SIMEX

SIMEX permet tout d'abord de ne pas prédéterminer le champ d'expertise de chaque expert ; l'accès à SIMEX est ouvert et, à la différence d'un questionnaire envoyé à une liste de personnes, il ne prédéfinit pas la qualité d'expert : chaque participant devient par construction un expert de son analyse. De plus, les experts ne sont pas obligés de remplir l'ensemble de questionnaire mais uniquement les habitats ou pressions pour lesquelles ils se sentent fiables. C'est l'ensemble des experts sur l'ensemble du territoire qui crée une image synthétique qui devient de plus en plus complexe au fur et à mesure que la participation augmente. A notre avis SIMEX est un outil qui peut contribuer à augmenter la fiabilité des notes de pondération obtenues dans le cadre de création de cartes synthétiques d'impacts, dans la collecte de la note mais aussi dans son utilisation. En effet, un site internet participatif facilite la communication et donc la collaboration ouverte publiquement pour tous. La complétion automatique des résultats et la collecte uniformisée des données limitent fortement les erreurs de manipulation dans les calculs des scores.

SIMEX peut créer des données nouvelles, par exemple sur la diversité des experts et des estimations qu'ils proposent : Qui participe ? Sur quelles zones d'études ? Quels sont les biotopes sur lesquels les experts s'expriment le plus ? Quelles pressions présentent le plus de variation de note ?

Cet outil développé en fin de thèse a le potentiel d'augmenter fortement le nombre de participants à la création de cartes synthétiques. Le site a été développé de sorte à pouvoir changer très facilement de zone d'étude ou même de sujet d'étude pour des campagnes d'enquête différentes. Les méthodes de « crowdsourcing » (participation ouverte) se multiplient dans tous les domaines : économie, politiques

Conclusion et perspective pour SIMEX

publiques, sciences (Seltzer & Mahmoudi, 2013). Ces méthodes favorisent fortement l'économie de temps et de ressource tout en multipliant les visions différentes parmi les acteurs. Notre outil permet aussi de ne pas préjuger des aires d'études ni des objets de l'étude que l'expert va choisir, SIMEX permet donc de regrouper des visions différentes (Brabham, 2010) au lieu de moyenniser des expertises comme dans les articles que nous avons présentés en introduction (Halpern *et al.*, 2008; Vörösmarty *et al.*, 2010; Korpinen *et al.*, 2012).

Le temps alloué pendant la thèse à SIMEX ne nous a pas permis de lancer la première campagne de collecte de données. L'application a été déployée en 2015 et des améliorations doivent encore être faites, notamment sur l'optimisation de la vitesse de calcul et d'affichage. Cependant il constitue un outil intéressant pour la collecte de l'expertise en écologie. La diffusion de campagnes participatives de ce type peut augmenter le nombre de participants (qui ne serait ainsi plus limité aux auteurs eux-mêmes ou à leur réseau). La question de savoir si la vision d'ensemble des impacts anthropiques est plus ou moins robuste doit très certainement être discutée, comme dans toutes les études impliquant du crowdsourcing. Le fait de ne pas prédéterminer la qualité d'expert peut avoir des avantages (extension du nombre des avis couvrant potentiellement davantage de situations) et des inconvénients (inclusion d'expertises biaisées ou non congruentes, erreurs et imprécisions...). Mais cet outil et sa capacité à collecter de l'information et à diffuser des cartes de pressions anthropiques est, à notre connaissance, un prototype dans ce domaine.

Les expériences de crowdsourcing à but scientifique explosent en termes de nombre et de diversité permettant d'analyser de larges données en temps et coût

Conclusion et perspective pour SIMEX

réduits (Seti@home, CWOP, Galaxy Zoo, Folfit, GeneBank). Nov *et al.* (2010) pense que ce phénomène va s'amplifier dans les années à venir et propose le terme de « scisourcing » en science.

CHAPITRE 6

Conclusion générale

VI. Conclusion générale

Les littoraux sont des espaces attractifs sur lesquels se sont concentrés les humains et leurs activités dans un processus global de littoralisation. Le littoral possède un très grand intérêt sur le plan des écosystèmes et de leurs services, des paysages et de la biodiversité marine et terrestre. L'environnement littoral est toutefois sous forte pression anthropique, notamment par l'intensification des usages des sols et des ressources. Parallèlement, les projets de protection de l'environnement et le souci de promouvoir le développement durable sont en plein développement. Dans ce contexte, notre travail de recherche pour l'identification des pressions anthropiques nous a conduit à nous intéresser à la manière de traiter les données liées à des drivers de pressions anthropiques. Nous avons constaté dans les différentes publications, scientifiques ou institutionnelles, que l'usage d'indicateurs était recommandé afin de permettre la quantification des données et de fournir des connaissances pour évaluer les impacts produits par ces forces motrices sur l'environnement littoral.

L'évaluation de l'état de l'environnement littoral, tel qu'il a été envisagé dans cette thèse, s'est effectué par deux méthodes différentes et complémentaires : (i) l'analyse de données statistiques à l'échelle NUTS 3 et les transformations statistiques nécessaires pour améliorer leur utilisation sur le domaine littoral ; (ii) la création d'un nouveau jeu de données à résolution plus fine associée à des expertises de pondération des pressions sur les habitats littoraux. SIMEX est une amélioration de cette dernière analyse en donnant la possibilité à des experts de statut varié, qu'ils soient d'origine académique ou qu'ils viennent des milieux de la gestion et du monde associatif, de livrer leur expertise dans les limites spatiales et thématiques qu'ils définissent eux-mêmes. SIMEX offre le choix des critères à conserver (habitats, pressions) et a le

Conclusion générale

potentiel de livrer, en juxtaposant toutes les expertises, une mosaïque plus globale et probablement plus précise que ce qu'on pourrait obtenir par d'autres méthodes. Cette philosophie de logiciel et d'enquête participative représente à mon sens une puissante méthode analytique et une convergence de moyens intéressants sur de nombreux plans.

L'analyse statistique des données agrégées dans les polygones que sont les NUTS montrent les limites des bases de données structurées à partir d'unités administratives. Les méthodes analytiques sont peu commodes et demandent un travail laborieux pour statistiquement limiter les biais inhérents à ces bases de données. Nous avons pu traiter avec un nouveau cadre ce jeu de donnée, avec des découpages côtiers à dimensions variables et des transformations statistiques. Ces méthodes ont montré des structurations de l'espace littoral différentes et des pressions sur l'environnement qui répondent différemment aux multiples profondeurs du littoral que nous avons analysées.

L'analyse multi-scalaire prouve que les impacts produits sont différents en fonction des échelles spatio-temporelles utilisées. Ce qui est vrai à un endroit, ne l'est pas forcément ailleurs. De nouveaux programmes sur l'analyse multiscalair voient le jour pour comprendre les particularités de chaque force motrice. Du point de vue de la gestion, la multitude de niveaux décisionnels ne facilite probablement pas des interventions efficaces contre ces pressions. La notion d'intégration, issue des grandes conventions internationales, et visant une gestion mieux organisée de l'environnement littoral, est une des nouvelles méthodes pour optimiser la conservation et la protection des littoraux.

Conclusion générale

La combinaison d'informations locales et régionales à différentes échelles compose une information qui se structure à des résolutions différentes et qui améliore la compréhension de l'espace littoral. La géographie de l'environnement est avant tout une matière inter-disciplinaire à multi-échelles qui demande l'agrégation de données d'origine et à dimension variables.

Ce travail de thèse montre l'existence de très fortes pressions humaines sur le littoral immédiat ou littoral large. Les différents chapitres offrent une conclusion identique mettant en exergue l'accumulation de perturbations humaines (activités, occupations du territoire, changements de territoires) dans les premiers kilomètres de trait de côte avec des valeurs maximums entre le trait de côte et une distance de 20~30 km de celui-ci. L'ensemble des indicateurs utilisés ou scores anthropiques calculés montrent des pics d'intensité en approchant du littoral. La multiplication des activités sur une combinaison environnementale marine, terrestre et transitoire, est la raison principale de cette accumulation de risque littoral. Des politiques publiques, régionales, nationales et communautaires, ont pour objectif d'agir en faveur des écosystèmes littoraux à l'échelle de l'Europe. Les zones de protections en France (chapitre 4) sont toutes incluses dans un contexte de risques humains forts ; leur stabilité écologique dépend du maintien à long terme d'une politique écologique durable sur des territoires riches. Les territoires les moins soumis à la présence de l'Homme sont les territoires les plus difficiles à exploiter économiquement car difficile d'accès (Fond marins et haute montagne). La mise en place de gestion concertée comme la GIZC est primordiale dans un contexte d'exploitation de plus en plus intensive de notre milieu naturel qui va augmenter encore dans les années à venir avec une littoralisation encore plus forte et une augmentation de la population planétaire.

Conclusion générale

La mise en place d'outil de concertation comme SIMEX permet de collecter les visions différentes de multiples acteurs de l'environnement. Chaque acteur dispose d'une compréhension de l'espace naturel construite dans son expérience et que l'algorithme que nous avons développé tente de synthétiser. Cette approche multi-acteurs et multi-dimensions permet de créer des visions d'ensemble plus cohérentes du territoire. Il serait intéressant de développer des campagnes actives de SIMEX sur différentes populations statistiques (Scientifiques / Amateurs) pour comparer si les visions des activités humaines sur l'environnement sont différentes en tout point ou au contraire si elles ont tendance à se rejoindre.

Le littoral, l'environnement et les ressources naturelles sont menacés par la pression croissante des populations humaines. Les cartes et analyses synthétiques que nous avons réalisées montrent clairement qu'il n'existe aucun espace épargné (moins de 0.1%). L'Homme fait partie intégrante du processus de conservation et de protection de ses ressources naturelles et la mise en place de zone de protection ne sera pas suffisante pour renouveler les ressources naturelles sans législation (*e.g.* stock de poissons halieutique). Ce sont des changements de comportements et des nouvelles méthodes d'exploitation moins brutales qui représentent la meilleure solution face aux risques écologiques grandissants. L'humanité paye déjà le prix d'une exploitation trop forte de la planète avec un réchauffement climatique qui fait désormais partie intégrante de notre système pour les siècles à venir.

Bibliographie

- Abdi, H. & Valentin, D. (2007) Multiple Factor Analysis (MFA). *Encyclopedia of measurement and statistics*, 1–14.
- Abegg, C., Bayala, J., Belem, M. & Kalinganire, A. (2006) Facteurs socio-économiques influençant la biodiversité ligneuse des parcs agroforestiers de deux villages du plateau central du Burkina Faso | Influence of socioeconomic factors on the biodiversity of woody species in agroforestry parkland systems: A case study in two villages in the central plateau of Burkina Faso. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen*, **157**, 17–23.
- Abuodha, P.A. & Woodroffe, C.D. (2006) Assessing vulnerability of coasts to climate change: a review of approaches and their application to the Australian coast. *Conference paper University of Wollongong*, ID 28750.
- Adger, W.N., Hughes, T.P., Folke, C., Carpenter, S.R. & Rockström, J. (2005) Social-Ecological Resilience to Coastal Disasters. *Science*, **309**, 1036–1039.
- Agardy, T., Dayton, P., Alder, J. & Curran, S.; Kitchingman, A.; Wilson, M.; Catenazzi, A.; Restrepo, J.; Birkeland, C.; Blaber, S. J. M.; Saifullah, S.; Branch, G. M.; Boersma, D.; Nixon, S.; Dugan, P.; Davidson, N.; Vorosmarty, C. (2005) *Coastal Systems. Ecosystems and human well-being: current state and trends* Millennium ecosystem assessment series., p. 515:550. Island Press, Washington, DC.
- Agardy, T., di Sciara, G.N. & Christie, P. (2011) Mind the gap Addressing the shortcomings of marine protected areas through large scale marine spatial planning. *Marine Policy*, **35**, 226–232.
- Airamé, S., Dugan, J.E., Lafferty, K.D., Leslie, H., McArdle, D.A. & Warner, R.R. (2003) Applying ecological criteria to marine reserve design: a case study from the California Channel Islands. *Ecological Applications*, **13**, 170–184.
- Airoidi, L. & Beck, M.W. (2007) Loss, status and trends for coastal marine habitats of Europe. *Oceanography and Marine Biology: an annual review*, **45**, 345–405.
- Akiwumi, P. & Melvasalo, T. (1998) UNEP's Regional Seas Programme: approach, experience and future plans. *Marine Policy*, **22**, 229–234.
- Albrecht, E. (2012) Biodiversité et activités humaines : contextes de pressions humaines sur les espaces à enjeux. Exemples des aires littorales françaises. *Mémoire de M1, LIENSS, UMR 6250, CNRS et Université de la Rochelle*.
- Alexeeff, G.V., Faust, J.B., August, L.M., Milanes, C., Randles, K., Zeise, L. & Denton, J. (2012) A Screening Method for Assessing Cumulative Impacts. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, **9**, 648–659.
- Amara, R. (2010) Impact de l'anthropisation sur la biodiversité et le fonctionnement des écosystèmes marins. Exemple de la Manche-mer du nord. *VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement*.
- Amara, R. (2011) Impact de la pollution sur les écosystèmes côtiers : exemple de la Manche orientale. *VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement*.
- Angelidis, M.O. & Kamizoulis, G. (2005) A Rapid Decision-Making Method for the Evaluation of Pollution-Sensitive Coastal Areas in the Mediterranean Sea. *Environmental Management*, **35**, 811–820.
- Araújo, M.B. (2003) The coincidence of people and biodiversity in Europe. *Global Ecology and Biogeography*, **12**, 5–12.
- Araujo, M.B. & Rahbek, C. (2006) How Does Climate Change Affect Biodiversity? *Science*, **313**, 1396–1397.

- Araujo, M.B., Thuiller, W., Williams, P.H. & Reginster, I. (2005) Downscaling European species atlas distributions to a finer resolution: implications for conservation planning. *Global Ecology and Biogeography*, **14**, 17–30.
- Baccini, A. & Besse, P. (2005) Data mining I, Exploration Statistique. *Publication du Laboratoire de Statistique et Probabilité de Toulouse*.
- Bailey, R.G. (1980) *Description of the ecoregions of the United States*, US Department of Agriculture, Forest Service.
- Baird, R.C. (2009) Coastal urbanization: the challenge of management lag. *Management of Environmental Quality: An International Journal*, **20**, 371–382.
- Balestrat, M., Chery, J.P. & Tonneau, J.P. (2010) *Construction d'indicateurs spatiaux pour l'aide à la décision: intérêt d'une démarche participative le cas du périurbain languedocien*. ISDA 2010, p. 13–p. Cirad-Inra-SupAgro.
- Balmford, A., Bennun, L., Brink, B. ten, Cooper, D., Côté, I.M., Crane, P., Dobson, A., Dudley, N., Dutton, I., Green, R.E., Gregory, R.D., Harrison, J., Kennedy, E.T., Kremen, C., Leader-Williams, N., Lovejoy, T.E., Mace, G., May, R., Mayaux, P., Morling, P., Phillips, J., Redford, K., Ricketts, T.H., Rodríguez, J.P., Sanjayan, M., Schei, P.J., van Jaarsveld, A.S. & Walther, B.A. (2005) The Convention on Biological Diversity's 2010 Target. *Science*, **307**, 212–213.
- Balmford, A., Green, R.E. & Jenkins, M. (2003) Measuring the changing state of nature. *Trends in Ecology & Evolution*, **18**, 326–330.
- Ban, N.C., Alidina, H.M. & Ardron, J.A. (2010) Cumulative impact mapping: Advances, relevance and limitations to marine management and conservation, using Canada's Pacific waters as a case study. *Marine Policy*, **34**, 876–886.
- Barnett, J. & Adger, W.N. (2007) Climate change, human security and violent conflict. *Political Geography*, **26**, 639–655.
- Basaham, A.S., A.E., Rifaat & El-Sayed, M.A. (2006) Sharm Obhur: Environmental Consequences of 20 Years of Uncontrolled Coastal Urbanization. **17**.
- Bavoux, J. (1998) Bavoux (Jean- Jacques), 1997. — Les littoraux français. *Norois*, **177**, 101–102.
- Bax, N., Williamson, A., Agüero, M., Gonzalez, E. & Geeves, W. (2003) Marine invasive alien species: a threat to global biodiversity. *Marine Policy*, **27**, 313–323.
- Beierle, T.C. & Cayford, J. (2002) *Democracy in practice: Public participation in environmental decisions*, Resources for the Future.
- Bennett, E., Carpenter, S., Cork, S., Peterson, G., Petschel-Held, G., Ribeiro, T. & Zurek, M. (2005) Scenarios for ecosystem services: rationale and overview. *Ecosystems and human well-being: scenarios*, **2**.
- Bijlsma, L., Ehler, C.N., Klein, R.J.T., Kulshrestha, S.M., McLean, R.F., Mimura, N., Nicholls, R.J., Nurse, L.A., Nieto, H.P., Stakhiv, E.Z. & others (1996) *Coastal zones and small islands*, Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Billé, R. (2006) Gestion intégrée des zones côtières: quatre illusions bien ancrées. *VertigO*.
- Blunden, J. & Arndt, D.S. (2015) *State of the Climate in 2014*. *Bull. Amer. Meteor. Soc.*, **96** (7), S1– S267.,.
- Boak, E.H. & Turner, I.L. (2005) Shoreline Definition and Detection: A Review. *Journal of Coastal Research*, **214**, 688–703.
- Board, O.S. (2000) *Clean Coastal Waters:: Understanding and Reducing the Effects of Nutrient Pollution*, National Academies Press.

- Boesch, D.F. (2002) Challenges and opportunities for science in reducing nutrient over-enrichment of coastal ecosystems. *Estuaries*, **25**, 886–900.
- Bolliger, J., Kienast, F., Soliva, R. & Rutherford, G. (2007) Spatial sensitivity of species habitat patterns to scenarios of land use change (Switzerland). *Landscape Ecology*, **22**, 773–789.
- Borja, A., Galparsoro, I., Solaun, O., Muxika, I., Tello, E.M., Uriarte, A. & Valencia, V. (2006) The European Water Framework Directive and the DPSIR, a methodological approach to assess the risk of failing to achieve good ecological status. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, **66**, 84–96.
- Bormann, F.H. & Likens, G.E. (1969) Chapter IV The Watershed-Ecosystem Concept and Studies of Nutrient Cycles. *The ecosystem concept in natural resource management*, 49.
- Bourillet, J.-F., Zaragosi, S. & Mulder, T. (2006) The French Atlantic margin and deep-sea submarine systems. *Geo-Marine Letters*, **26**, 311–315.
- Brabham, D.C. (2010) Moving the crowd at Threadless: Motivations for participation in a crowdsourcing application. *Information, Communication & Society*, **13**, 1122–1145.
- Brooks, N., Nicholls, R.J. & Hall, J. (2006) *Sea-level rise: coastal impacts and responses. The Future Oceans: Warming Up, Rising High, Turning Sour (Special Report)* (ed. by R. Schubert), H.J. Schellnhuber), N. Buchmann), A. Epiny), R. Greisshammer), M. Kulesa), D. Messner), S. Rahmstorf), and J. Schmid), pp. 33–64. WBGU (German Advisory Council on Global Change).
- Brunke, M. & Gonser, T. (1997) The ecological significance of exchange processes between rivers and groundwater. *Freshwater Biology*, **37**, 1–33.
- Buddemeier, R.W., Smith, S.V., Swaney, D.P., Crossland, C.J. & Maxwell, B.A. (2008) Coastal typology: An integrative “neutral” technique for coastal zone characterization and analysis. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **77**, 197–205.
- Bull, K.R., Hall, J.R., Cooper, J., Metcalfe, S.E., Morton, D., Ullyett, J., Warr, T.L. & Whyatt, J.D. (2001) Assessing Potential Impacts on Biodiversity Using Critical Loads. *Water, Air, and Soil Pollution*, **130**, 1229–1234.
- Burak, S., Dog˘an, E. & Gaziog˘lu, C. (2004) Impact of urbanization and tourism on coastal environment. *Ocean & Coastal Management*, **47**, 515–527.
- Burke, L.M. & World Resources Institute eds. (2001) *Pilot analysis of global ecosystems: coastal ecosystems*, World Resources Institute, Washington, DC.
- Van Buuren, J., Smit, T., Poot, G., European Environment Agency & Rijksinstituut voor Kust en Zee (2002) *Testing of indicators for the marine and coastal environment in Europe Part 1, Part 1*, EEA, Copenhagen.
- Caddy, J.F. & Bakun, A. (1995) *Marine catchment basins and anthropogenic effects on coastal fishery ecosystems*, FAO, Rome.
- Camagni, R. (2009) Territorial Impact Assessment for European regions: A methodological proposal and an application to EU transport policy. *Evaluation and Program Planning*, **32**, 342–350.
- Cardinale, B.J., Duffy, J.E., Gonzalez, A., Hooper, D.U., Perrings, C., Venail, P., Narwani, A., Mace, G.M., Tilman, D., Wardle, D.A., Kinzig, A.P., Daily, G.C., Loreau, M., Grace, J.B., Larigauderie, A., Srivastava, D.S. & Naeem, S. (2012) Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*, **486**, 59–67.
- Carpenter, S.R., Bennett, E.M. & Peterson, G.D. (2006) Scenarios for ecosystem services: an overview. *Ecology and Society*, **11**, 29.

- Carr, E.R., Wingard, P.M., Yorty, S.C., Thompson, M.C., Jensen, N.K. & Roberson, J. (2007) Applying DPSIR to sustainable development. *International Journal of Sustainable Development and World Ecology*, **14**, 543–555.
- Carr, M.H., Neigel, J.E., Estes, J.A., Andelman, S., Warner, R.R. & Largier, J.L. (2003) Comparing marine and terrestrial ecosystems: implications for the design of coastal marine reserves. *Ecological Applications*, **13**, 90–107.
- Cencini, C. (1998) Physical Processes and Human Activities in the Evolution of the Po Delta, Italy. *Journal of Coastal Research*, **14**, 775–793.
- Certain, G., Jorgensen, L.L., Christel, I., Planque, B. & Bretagnolle, V. (2015) Mapping the vulnerability of animal community to pressure in marine systems: disentangling pressure types and integrating their impact from the individual to the community level. *Ices Journal of Marine Science*, **72**, 1470–1482.
- Christian, R.R. & Mazzilli, S. (2007) Defining the coast and sentinel ecosystems for coastal observations of global change. *Hydrobiologia*, **577**, 55–70.
- Cicin-Sain, B. & Belfiore, S. (2005) Linking marine protected areas to integrated coastal and ocean management: A review of theory and practice. *Ocean & Coastal Management*, **48**, 847–868.
- Cicin-Sain, B., Knecht, R.W., Jang, D. & Fisk, G.W. (1998) *Integrated coastal and ocean management: concepts and practices*, Island Press.
- Claudet, J., Osenberg, C.W., Benedetti-Cecchi, L., Domenici, P., García-Charton, J.-A., Pérez-Ruzafa, Á., Badalamenti, F., Bayle-Sempere, J., Brito, A., Bulleri, F., Culioli, J.-M., Dimech, M., Falcón, J.M., Guala, I., Milazzo, M., Sánchez-Meca, J., Somerfield, P.J., Stobart, B., Vandeperre, F., Valle, C. & Planes, S. (2008) Marine reserves: size and age do matter. *Ecology Letters*, **11**, 481–489.
- Cleveland, W.S., Grosse, E. & Shyu, W.M. (1992) Local regression models. *Statistical models in S*, 309–376.
- Cochard, R., Ranamukhaarachchi, S.L., Shivakoti, G.P., Shipin, O.V., Edwards, P.J. & Seeland, K.T. (2008) The 2004 tsunami in Aceh and Southern Thailand: A review on coastal ecosystems, wave hazards and vulnerability. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, **10**, 3–40.
- Cohen, J.E. (1995) *How many people can the earth support?*, 1st ed. Norton, New York.
- Colas, S. (2006) *Un quart du littoral recule du fait de l'érosion - un quart du littoral recule du fait de l'érosion_01.pdf*.
- Coleman, J.M., Huh, O.K. & Braud, D. (2008) Wetland Loss in World Deltas. *Journal of Coastal Research*, **1**, 1–14.
- Collet, I. (2010a) Portrait of EU coastal regions. *Eurostat Agriculture and Fisheries*.
- Collet, I. (2010b) Portrait of EU coastal regions. *Eurostat Agriculture and Fisheries*.
- Coll, M., Piroddi, C., Albouy, C., Ben Rais Lasram, F., Cheung, W.W.L., Christensen, V., Karpouzi, V.S., Guilhaumon, F., Mouillot, D., Paleczny, M., Palomares, M.L., Steenbeek, J., Trujillo, P., Watson, R. & Pauly, D. (2012) The Mediterranean Sea under siege: spatial overlap between marine biodiversity, cumulative threats and marine reserves. *Global Ecology and Biogeography*, **21**, 465–480.
- Coll, M., Piroddi, C., Steenbeek, J., Kaschner, K., Ben Rais Lasram, F., Aguzzi, J., Ballesteros, E., Bianchi, C.N., Corbera, J., Dailianis, T., Danovaro, R., Estrada, M., Frogliani, C., Galil, B.S., Gasol, J.M., Gertwagen, R., Gil, J., Guilhaumon, F., Kesner-Reyes, K., Kitsos, M.-S., Koukouras, A., Lampadariou, N., Laxamana, E., López-Fé de la Cuadra, C.M., Lotze, H.K., Martin, D., Mouillot, D., Oro, D.,

- Raicevich, S., Rius-Barile, J., Saiz-Salinas, J.I., San Vicente, C., Somot, S., Templado, J., Turon, X., Vafidis, D., Villanueva, R. & Voultsiadou, E. (2010) The Biodiversity of the Mediterranean Sea: Estimates, Patterns, and Threats. *PLoS ONE*, **5**, e11842.
- Connolly, N., Buchanan, C., O'Connell, M., Cronin, M., O'Mahony, C. & Sealy, H. (2001) Assessment of Human Activity in the Coastal Zone.
- Corbin, A. (1988) *L'Occident et le désir du rivage, 1750-1840*. Paris, Aubier, 1988. 412 p., 27.
- Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R.V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P. & van den Belt, M. (1997) The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, **387**, 253–260.
- Coux, G. & Le Roy, R. (1994) Un modèle graphique du droit du littoral. *Mappemonde*, 5–8.
- Cox, P.M., Betts, R.A., Jones, C.D., Spall, S.A. & Totterdell, I.J. (2000) Acceleration of global warming due to carbon-cycle feedbacks in a coupled climate model. *Nature*, **408**, 184–187.
- Crain, C.M., Halpern, B.S., Beck, M.W. & Kappel, C.V. (2009) Understanding and Managing Human Threats to the Coastal Marine Environment. *Annals of the New York Academy of Sciences*, **1162**, 39–62.
- Crain, C.M., Kroeker, K. & Halpern, B.S. (2008) Interactive and cumulative effects of multiple human stressors in marine systems. *Ecology Letters*, **11**, 1304–1315.
- Crist, P.J., Kohley, T.W. & Oakleaf, J. (2000) Assessing land-use impacts on biodiversity using an expert systems tool. *Landscape Ecology*, **15**, 47–62.
- Crossland, C.J., Kremer, H.H., Lindeboom, H.J., Marshall Crossland, J.I. & Le Tissier, M.D.A. eds. (2005) *Coastal Fluxes in the Anthropocene*, Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg.
- Crowder, L.B. (2006) SUSTAINABILITY: Resolving Mismatches in U.S. Ocean Governance. *Science*, **313**, 617–618.
- Cummins, V. & Connolly, N. (2011) Review of Integrated Coastal Zone Management and principles of best practice.
- Cummins, V., O Mahony, C. & Connolly, N. (2002) Integrated Coastal Management – Review of Best Practice. *Prepared for the Heritage Council by the Coastal and Marine Resources Centre Environmental Research Institute University College Cork*.
- Cutter, S.L., Emrich, C.T., Webb, J.J. & Morath, D. (2009) Social vulnerability to climate variability hazards: A review of the literature. *Final Report to Oxfam America*, **5**.
- Dagorne, A. & Ottavi, J.-Y. (1999) Système littoral et système d'information géographique application à nice et à la côte d'azur. *Recherches Régionales*, **148**, 85–95.
- Davenport, J. & Davenport, J.L. (2006) The impact of tourism and personal leisure transport on coastal environments: A review. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **67**, 280–292.
- Defeo, O., McLachlan, A., Schoeman, D.S., Schlacher, T.A., Dugan, J., Jones, A., Lastra, M. & Scapini, F. (2009) Threats to sandy beach ecosystems: A review. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **81**, 1–12.
- Derraik, J.G.B. (2002) The pollution of the marine environment by plastic debris: a review. *Marine Pollution Bulletin*, **44**, 842–852.

- Díaz, S., Fargione, J., Chapin, F.S., III & Tilman, D. (2006) Biodiversity Loss Threatens Human Well-Being. *PLoS Biol*, **4**, e277.
- Dietz, T., Ostrom, E. & Stern, P.C. (2003) The struggle to govern the commons. *science*, **302**, 1907–1912.
- Douglas, B.C. & Crowell, M. (2000) Long-Term Shoreline Position Prediction and Error Propagation. *Journal of Coastal Research*, **16**, 145–152.
- Dronkers, J.J. (2005) *Dynamics of coastal systems*, World Scientific, Hackensack, N.J.
- Dua, A. & Esty, D.C. (1997) *Sustaining the Asia Pacific miracle: environmental protection and economic integration*, Institute for International Economics, Washington, DC.
- Duffy, J.E. (2003) Biodiversity loss, trophic skew and ecosystem functioning. *Ecology Letters*, **6**, 680–687.
- Dunne, J.A., Williams, R.J. & Martinez, N.D. (2002) Network structure and biodiversity loss in food webs: robustness increases with connectance. *Ecology Letters*, **5**, 558–567.
- Eken, G., Bennun, L., Brooks, T.M., Darwall, W., Fishpool, L.D.C., Foster, M., Knox, D., Langhammer, P., Matiku, P., Radford, E. & others (2004) Key biodiversity areas as site conservation targets. *BioScience*, **54**, 1110–1118.
- Elburg-Velinova, D., Perez Valverde, C. & Salman, A.H.P.M. (1999) *Progress of ICZM development in European countries: A pilot study*, Leiden.
- Etienne, R.S., Vos, C.C. & Jansen, M.J.W. (2003) Ecological Impact Assessment in Data-Poor Systems: A Case Study on Metapopulation Persistence. *Environmental Management*, **32**, 760–777.
- European Environment Agency (2010) *The European environment state and outlook 2010: biodiversity.*, Publications Office, Luxembourg.
- European Union, Eurostat, European Union & European Commission (2012) *Eurostat regional yearbook 2012*, Publications Office of the European Union, Luxembourg.
- Folke, C., Pritchard, L., Berkes, F., Colding, J. & Svedin, U. (2007) The problem of fit between ecosystems and institutions: ten years later. *Ecology and society*, **12**, 30.
- Fortin, M., Dale, M.R. & Ver Hoef, J.M. (2002) Spatial analysis in ecology. *Encyclopedia of environmetrics*.
- Francesco Ficetola, G. & De Bernardi, F. (2004) Amphibians in a human-dominated landscape: the community structure is related to habitat features and isolation. *Biological Conservation*, **119**, 219–230.
- Galbraith, H., Jones, R., Park, R., Clough, J., Herrod-Julius, S., Harrington, B. & Page, G. (2002) Global Climate Change and Sea Level Rise: Potential Losses of Intertidal Habitat for Shorebirds. *Waterbirds: The International Journal of Waterbird Biology*, **25**, 173–183.
- Gascuel-Oudou, C., Ruiz, L. & Vertès, F. (2015) *Comment réconcilier agriculture et littoral?: vers une agroécologie des territoires*, Quae, Versailles.
- Ghermandi, A. (2015) Benefits of coastal recreation in Europe: Identifying trade-offs and priority regions for sustainable management. *Journal of Environmental Management*, **152**, 218–229.
- Ghermandi, A. & Nunes, P.A.L.D. (2013) A global map of coastal recreation values: Results from a spatially explicit meta-analysis. *Ecological Economics*, **86**, 1–15.
- Gollasch, S. (2006) Assessment of the introduction potential of aquatic alien species in new environments. *Assessment and control of biological invasion risks*, 88–91.

- Gommes, R., Guerny, J. du, Nachtergaele, F.O., Brinkman, R. & Low, P.S. (1997) Potential impacts of sea-level rise on populations and agriculture. *Climate Change and Africa*, 191–203.
- Goodsir, F., Bloomfield, H.J., Judd, A.D., Kral, F., Robinson, L.A. & Knights, A.M. (2015) A spatially resolved pressure-based approach to evaluate combined effects of human activities and management in marine ecosystems. *ICES Journal of Marine Science*.
- Grandchamp, A.-C., Niemelä, J. & Kotze, J. (2000) The effects of trampling on assemblages of ground beetles (Coleoptera, Carabidae) in urban forests in Helsinki, Finland. *Urban Ecosystems*, **4**, 321–332.
- Gray, J.S. (1997) Marine biodiversity: patterns, threats and conservation needs. *Biodiversity & Conservation*, **6**, 153–175.
- Grech, A., Coles, R. & Marsh, H. (2011) A broad-scale assessment of the risk to coastal seagrasses from cumulative threats. *Marine Policy*, **35**, 560–567.
- Groom, M.J., Meffe, G.K. & Carroll, C.R. (2006) Principles of Conservation Biology, 3rd Edition. Sinauer Associates. Sunderland, MA. 779 pages . ISBN0878935185, 9780878935185.
- Hall, C.M. (2001) Trends in ocean and coastal tourism: the end of the last frontier? *Ocean & Coastal Management*, **44**, 601–618.
- Halpern, B.S., Kappel, C.V., Selkoe, K.A., Micheli, F., Ebert, C.M., Kontgis, C., Crain, C.M., Martone, R.G., Shearer, C. & Teck, S.J. (2009) Mapping cumulative human impacts to California Current marine ecosystems. *Conservation Letters*, **2**, 138–148.
- Halpern, B.S., Walbridge, S., Selkoe, K.A., Kappel, C.V., Micheli, F., D'Agrosa, C., Bruno, J.F., Casey, K.S., Ebert, C., Fox, H.E., Fujita, R., Heinemann, D., Lenihan, H.S., Madin, E.M.P., Perry, M.T., Selig, E.R., Spalding, M., Steneck, R. & Watson, R. (2008) A Global Map of Human Impact on Marine Ecosystems. *Science*, **319**, 948–952.
- Hamm, L., Capobianco, M., Dette, H.H., Lechuga, A., Spanhoff, R. & Stive, M.J.F. (2002) A summary of European experience with shore nourishment. *Coastal Engineering*, **47**, 237–264.
- Hansen, M.C., Potapov, P.V., Moore, R., Hancher, M., Turubanova, S.A., Tyukavina, A., Thau, D., Stehman, S.V., Goetz, S.J., Loveland, T.R., Kommareddy, A., Egorov, A., Chini, L., Justice, C.O. & Townshend, J.R.G. (2013) High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change. *Science*, **342**, 850–853.
- Harley, C.D., Randall Hughes, A., Hultgren, K.M., Miner, B.G., Sorte, C.J., Thornber, C.S., Rodriguez, L.F., Tomanek, L. & Williams, S.L. (2006) The impacts of climate change in coastal marine systems. *Ecology letters*, **9**, 228–241.
- Harris, L.R., Watts, M.E., Nel, R., Schoeman, D.S. & Possingham, H.P. (2014) Using multivariate statistics to explore trade-offs among spatial planning scenarios. *Journal of Applied Ecology*, **51**, 1504–1514.
- Hartig, E.K., Grozev, O. & Rosenzweig, C. (1997) Climate change, agriculture and wetlands in eastern europe: vulnerability, adaptation and policy. *Climatic Change*, **36**, 107–121.
- Henle, K., Potts, S., Kunin, W., Matsinos, Y., Simila, J., Pantis, J., Grobelnik, V., Penev, L. & Settele, J. eds. (2014) *Scaling in Ecology and Biodiversity Conservation*, Pensoft Publishers.

- Hénocque, Y. & Billé, R. (2005) *Gestion intégrée du littoral: analyse des processus à l'oeuvre et mesure des progrès accomplis dans le cadre d'une approche incrémentielle de l'intégration*. Ministère de l'Écologie et du Développement Durable, Paris, France.
- Herbert, V., Deboudt, P., Meur-Férec, C. & Morel, V. (2006) Contribution aux recherches en géographie littorale sur la Côte d'Opale. *Territoire en mouvement Revue de géographie et aménagement. Territory in movement Journal of geography and planning*, 54–67.
- Hering, D., Borja, A., Carstensen, J., Carvalho, L., Elliott, M., Feld, C.K., Heiskanen, A.-S., Johnson, R.K., Moe, J., Pont, D., Solheim, A.L. & van de Bund, W. (2010) The European Water Framework Directive at the age of 10: A critical review of the achievements with recommendations for the future. *Science of The Total Environment*, **408**, 4007–4019.
- Hershman, M.J., Good, J.W., Bernd-Cohen, T., Goodwin, R.F., Lee, V. & Pogue, P. (1999) The effectiveness of coastal zone management in the United States. *Coastal Management*, **27**, 113–138.
- Hinrichsen, D. (1998) *Coastal Waters of the World: Trends, Threats and Strategies*, Island Press, Washington, DC, CA, 1998 275 pp.
- Honey, M. & Krantz, D. (2007) Global trends in coastal tourism. *Washington DC: Center on Ecotourism and Sustainable Development*.
- Houghton, J.T., Ding, Y., Griggs, D.J., Noguer, M., van der Linden, P.J., Dai, X., Maskell, K. & Johnson, C.A. (2001) Climate change 2001: the scientific basis.
- Howarth, R.W. (2008) Coastal nitrogen pollution: A review of sources and trends globally and regionally. *Harmful Algae*, **8**, 14–20.
- Howarth, R.W. & Marino, R. (2006) Nitrogen as the limiting nutrient for eutrophication in coastal marine ecosystems: Evolving views over three decades. *Limnology and Oceanography*, **51**, 364–376.
- Hughes, L. (2000) Biological consequences of global warming: is the signal already apparent? *Trends in Ecology & Evolution*, **15**, 56–61.
- Hughes, T.P., Baird, A.H., Bellwood, D.R., Card, M., Connolly, S.R., Folke, C., Grosberg, R., Hoegh-Guldberg, O., Jackson, J.B.C., Kleypas, J., Lough, J.M., Marshall, P., Nyström, M., Palumbi, S.R., Pandolfi, J.M., Rosen, B. & Roughgarden, J. (2003) Climate Change, Human Impacts, and the Resilience of Coral Reefs. *Science*, **301**, 929–933.
- Humphrey, S. & Burbridge, P. (2003) Sectoral and Territorial Cooperation in the European Demonstration Programme on ICZM. *Coastal Management*, **31**, 155–162.
- Hunter, J. & Zarsky, L. (1998) Communities, Markets and City Government: Innovative Roles for Coastal Cities to Reduce Marine Pollution in the Asia-Pacific. *Nautilus*.
- Husson, F., Josse, J. & Pages, J. (2010) Principal component methods - hierarchical clustering - partitional clustering: why would we need to choose for visualizing data? *Technical Report – Agrocampus Applied Mathematics Department*.
- Hutchings, J.A. & Reynolds, J.D. (2004) Marine Fish Population Collapses: Consequences for Recovery and Extinction Risk. *BioScience*, **54**, 297–309.
- Jackson, J.B.C., Kirby, M.X., Berger, W.H., Bjorndal, K.A., Botsford, L.W., Bourque, B.J., Bradbury, R.H., Cooke, R., Erlandson, J., Estes, J.A., Hughes, T.P., Kidwell, S., Lange, C.B., Lenihan, H.S., Pandolfi, J.M., Peterson, C.H., Steneck, R.S.,

- Tegner, M.J. & Warner, R.R. (2001) Historical Overfishing and the Recent Collapse of Coastal Ecosystems. *Science*, **293**, 629–637.
- Jeftic, L., Bernhard, M., Demetropoulous, A., Fernex, F., Gabrielides, G.P., Gasparovic, F., Halim, Y., Orhon, D., Saliba, L.J. & Tortell, P. (1990) State of the marine environment in the Mediterranean region.
- Jenks (1967) The Data Model Concept in Statistical Mapping. *International Yearbook of Cartography*, **7**, 186–190.
- Josse, J. & Husson, F. (2012) Handling missing values in exploratory multivariate data analysis methods. *Journal de la Société Française de Statistique*, **153**, 79–99.
- Kennish, M.J. (2002) Environmental threats and environmental future of estuaries. *Environmental Conservation*, **null**, 78–107.
- Knights, A.M., Piet, G.J., Jongbloed, R.H., Tamis, J.E., White, L., Akoglu, E., Boicenco, L., Churilova, T., Kryvenko, O., Fleming-Lehtinen, V., Leppanen, J.-M., Galil, B.S., Goodsir, F., Goren, M., Margonski, P., Moncheva, S., Oguz, T., Papadopoulou, K.N., Setala, O., Smith, C.J., Stefanova, K., Timofte, F. & Robinson, L.A. (2015) An exposure-effect approach for evaluating ecosystem-wide risks from human activities. *ICES Journal of Marine Science*, **72**, 1105–1115.
- Knottnerus, O.S. (2005) History of human settlement, cultural change and interference with the marine environment. *Helgoland Marine Research*, **59**, 2–8.
- Korpinen, S., Meski, L., Andersen, J.H. & Laamanen, M. (2012) Human pressures and their potential impact on the Baltic Sea ecosystem. *Ecological Indicators*, **15**, 105–114.
- Kristensen, P. (2004) The DPSIR framework. *National Environmental Research Institute, Denmark*, **10**.
- Krivoruchko, K., Gribov, A. & Krause, E. (2011) Multivariate Areal Interpolation for Continuous and Count Data. *Procedia Environmental Sciences*, **3**, 14–19.
- Kull, A., Oja, T. & Mander, ü. (2006) *A sensitivity analysis of the European Union coastal zone based on environmental and socio-economic sustainability indicators*. pp. 251–264. WIT Press.
- Larson, M., Capobianco, M., Jansen, H., Rózyński, G., Southgate, H.N., Stive, M., Wijnberg, K.M. & Hulscher, S. (2003) Analysis and modeling of field data on coastal morphological evolution over yearly and decadal time scales. Part 1: Background and linear techniques. *Journal of Coastal Research*, 760–775.
- Lee, S.Y., Dunn, R.J.K., Young, R.A., Connolly, R.M., Dale, P.E.R., Dehayr, R., Lemckert, C.J., Mckinnon, S., Powell, B., Teasdale, P.R. & Welsh, D.T. (2006) Impact of urbanization on coastal wetland structure and function. *Austral Ecology*, **31**, 149–163.
- Legendre, P., Legendre, L., Legendre, L. & Legendre, P. (2012) *Numerical ecology*, Elsevier, Amsterdam; Boston.
- Leopold, A. (1963) The Goal of Park Management in the United States. *Wildlife Management in the National Parks*.
- Lewis, R.L., Crowder, L.B., Wallace, B.P., Moore, J.E., Cox, T., Zydelis, R., McDonald, S., DiMatteo, A., Dunn, D.C., Kot, C.Y. & others (2014) Global patterns of marine mammal, seabird, and sea turtle bycatch reveal taxa-specific and cumulative megafauna hotspots. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **111**, 5271–5276.

- Lindeijer, E. (2000) Review of land use impact methodologies. *Journal of Cleaner Production*, **8**, 273–281.
- Longhurst, A.R. (1998) *Ecological Geography of the Sea*, Academic Press.
- Lotze, H.K. (2010) Historical reconstruction of human-induced changes in US estuaries. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, **48**, 267–338.
- Lotze, H.K., Lenihan, H.S., Bourque, B.J., Bradbury, R.H., Cooke, R.G., Kay, M.C., Kidwell, S.M., Kirby, M.X., Peterson, C.H. & Jackson, J.B.C. (2006) Depletion, Degradation, and Recovery Potential of Estuaries and Coastal Seas. *Science*, **312**, 1806–1809.
- Lovejoy, T.E. (1997) Biodiversity: what is it. *Biodiversity II. Understanding and Protecting Our Biological Resources*, 7–14.
- Lowe, S., Browne, M., Boudjelas, S. & De Poorter, M. (2000) *100 of the world's worst invasive alien species: a selection from the global invasive species database*, Invasive Species Specialist Group Auckland, New Zealand.
- Maby, J. (2004) *Approche conceptuelle et pratique des indicateurs en géographie*, Objets et indicateurs géographiques.
- MacArthur, R.H. & Wilson, E.O. (1967) *The theory of island biogeography*, Princeton University Press.
- Margules, C.R. & Pressey, R.L. (2000) Systematic conservation planning. *Nature*, **405**, 243–253.
- Martin, C.S., Carpentier, A., Vaz, S., Coppin, F., Curet, L., Dauvin, J.-C., Delavenne, J., Dewarumez, J.-M., Dupuis, L., Engelhard, G., Ernande, B., Foveau, A., Garcia, C., Gardel, L., Harrop, S., Just, R., Koubbi, P., Lauria, V., Meaden, G.J., Morin, J., Ota, Y., Rostiaux, E., Smith, R., Spilmont, N., Vérin, Y., Villanueva, C. & Warembourg, C. (2010) The Channel habitat atlas for marine resource management (CHARM): an aid for planning and decision-making in an area under strong anthropogenic pressure. *Aquatic Living Resources*, **22**, 499–508.
- Martínez, M.L., Intralawan, A., Vázquez, G., Pérez-Maqueo, O., Sutton, P. & Landgrave, R. (2007) The coasts of our world: Ecological, economic and social importance. *Ecological Economics*, **63**, 254–272.
- Marty, P. & Lepart, J. (2009) Le réseau Natura 2000. Vers une gestion intégrative de l'espace rural européen. *Géocarrefour*, 173–180.
- Massu, N. & Landmann, G. (2011) *Connaissance des impacts du changement climatique sur la biodiversité en France métropolitaine synthèse de la bibliographie mars 2011*, GIP Ecofor : Ministère de l'Écologie, du Développement durable, des Transports et du Logement, Paris.
- Maxim, L., Spangenberg, J.H. & O'Connor, M. (2009) An analysis of risks for biodiversity under the DPSIR framework. *Ecological Economics*, **69**, 12–23.
- McGlashan, D.J. (2003) Funding in integrated coastal zone management partnerships. *Marine Pollution Bulletin*, **46**, 393–396.
- McGranahan, G., Balk, D. & Anderson, B. (2007) The rising tide: assessing the risks of climate change and human settlements in low elevation coastal zones. *Environment and Urbanization*, **19**, 17–37.
- McGranahan, G. & Satterthwaite, D. (2003) URBAN CENTERS: An Assessment of Sustainability. *Annual Review of Environment and Resources*, **28**, 243–274.

- McLeod, E., Salm, R., Green, A. & Almany, J. (2009) Designing marine protected area networks to address the impacts of climate change. *Frontiers in Ecology and the Environment*, **7**, 362–370.
- McMichael, A.J., Woodruff, R.E. & Hales, S. (2006) Climate change and human health: present and future risks. *The Lancet*, **367**, 859–869.
- Meinesz, A. (1999) *Killer Algae*.
- Meinesz, A., Lefevre, J.R. & Astier, J.M. (1991) Impact of coastal development on the infralittoral zone along the southeastern Mediterranean shore of continental France. *Marine Pollution Bulletin*, **23**, 343–347.
- Meur-Ferec, C. (2007) La GIZC à l'épreuve du terrain: premiers enseignements d'une expérience française. *Développement durable et territoires. Économie, géographie, politique, droit, sociologie*.
- Meur-Férec, C., Deboudt, P. & Morel, V. (2008) Coastal Risks in France: An Integrated Method for Evaluating Vulnerability. *Journal of Coastal Research*, **2**, 178–189.
- Micheli, F., Halpern, B.S., Walbridge, S., Ciriaco, S., Ferretti, F., Frascchetti, S., Lewison, R., Nykjaer, L. & Rosenberg, A.A. (2013) Cumulative Human Impacts on Mediterranean and Black Sea Marine Ecosystems: Assessing Current Pressures and Opportunities. *PLoS ONE*, **8**, e79889.
- Millennium Ecosystem Assessment ed. (2005) *Ecosystems and human well-being: synthesis*, Island Press, Washington, DC.
- Miller, M.L. (1993) The rise of coastal and marine tourism. *Ocean & Coastal Management*, **20**, 181–199.
- Miossec, A. (1998) De l'aménagement des littoraux à la gestion intégrée des zones côtières. Géographie humaine des littoraux maritimes. *Géographie humaine des littoraux maritimes*, SEDES– CNED : 413–466.
- Molnar, J.L., Gamboa, R.L., Revenga, C. & Spalding, M.D. (2008) Assessing the global threat of invasive species to marine biodiversity. *Frontiers in Ecology and the Environment*, **6**, 485–492.
- Montgomery, R.A., Rubeck-Schurtz, C.N., Millenbah, K.F., Roloff, G.J., Whalon, M.E. & Olsen, L.G. (2009) Modeling Protected Species Habitat and Assigning Risk to Inform Regulatory Decisions. *Environmental Management*, **44**, 12–23.
- Murawski, S., Methot, R., Tromble, G., Hilborn, R.W. & Briggs, J.C. (2007) Biodiversity loss in the ocean: how bad is it? *SCIENCE-NEW YORK THEN WASHINGTON-*, **316**, 1281.
- Murcia, C. (1995) Edge Effects in Fragmented Forests - Implications for Conservation. *Trends in Ecology & Evolution*, **10**, 58–62.
- Murtagh, F. & Legendre, P. (2011) Ward's hierarchical clustering method: Clustering criterion and agglomerative algorithm. *arXiv preprint arXiv:1111.6285*.
- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., Da Fonseca, G.A. & Kent, J. (2000) Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, **403**, 853–858.
- Myers, R.A., Hutchings, J.A. & Barrowman, N.J. (1997) Why do fish stocks collapse? the example of cod in atlantic canada. *Ecological Applications*, **7**, 91–106.
- Naeem, S. (2002) Ecosystem consequences of biodiversity loss: the evolution of a paradigm. *Ecology*, **83**, 1537–1552.
- Naiman, R.J. & Decamps, H. (1997) The ecology of interfaces: Riparian zones. *Annual Review of Ecology and Systematics*, **28**, 621–658.

- Nelson, G.C., Bennett, E., Berhe, A.A., Cassman, K.G., DeFries, R., Dietz, T., Dobermann, A.R., Dobson, A., Janetos, A. & Levy, M. (2006) Anthropogenic drivers of ecosystem change: an overview. *Agronomy—Faculty Publications*, 364.
- Nelson, K.A., Scott, G.I. & Rust, P.F. (2005) A multivariable approach for evaluating major impacts on water quality in murrells and north inlets, south carolina. *Journal of Shellfish Research*, **24**, 1241–1251.
- Newig, J. & Fritsch, O. (2009) Environmental governance: participatory, multi-level - and effective? *Environmental Policy and Governance*, **19**, 197–214.
- Nov, O., Arazy, O. & Anderson, D. (2010) Crowdsourcing for science: understanding and enhancing SciSourcing contribution. *ACM CSCW 2010 Workshop on the Changing Dynamics of Scientific Collaborations*.
- Olsen, S.B. & Nickerson, D.J. (2003) *The governance of coastal ecosystems at the regional scale: an analysis of the strategies and outcomes of long-term programs*, Coastal Resources Center, University of Rhode Island.
- Olsen, S.B., Page, G.G. & Ochoa, E. (2009) *The analysis of governance responses to ecosystem change: a handbook for assembling a baseline*, GKSS Research Centre, LOICZ International Project Office, Institute for Coastal Research.
- Olson, D.M. & Dinerstein, E. (1998) The Global 200: A Representation Approach to Conserving the Earth's Most Biologically Valuable Ecoregions. *Conservation Biology*, **12**, 502–515.
- Olson, D.M. & Dinerstein, E. (2002) The Global 200: Priority ecoregions for global conservation. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, **89**, 199–224.
- Olson, D.M., Dinerstein, E., Wikramanayake, E.D., Burgess, N.D., Powell, G.V., Underwood, E.C., D'amico, J.A., Itoua, I., Strand, H.E. & Morrison, J.C. (2001) Terrestrial Ecoregions of the World: A New Map of Life on Earth A new global map of terrestrial ecoregions provides an innovative tool for conserving biodiversity. *BioScience*, **51**, 933–938.
- OSPAR Commission ed. (2010) *Quality status report 2010*, OSPAR Commission, London.
- O'sullivan, P.E. (1979) The ecosystem-watershed concept in the environmental sciences — a review. *International Journal of Environmental Studies*, **13**, 273–281.
- Paoletti, M.G. (1999) Using bioindicators based on biodiversity to assess landscape sustainability. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **74**, 1–18.
- Patz, J.A., Campbell-Lendrum, D., Holloway, T. & Foley, J.A. (2005) Impact of regional climate change on human health. *Nature*, **438**, 310–317.
- Pauly, D., Watson, R. & Alder, J. (2005) Global trends in world fisheries: impacts on marine ecosystems and food security. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, **360**, 5–12.
- Pernetta, J. & Milliman, J.D. (1995) Land-Ocean Interactions in the Coastal Zone Implementation Plan. *IGBP Report No. 33*, **Stockholm**.
- Phuc, N.Q., van Westen, A.C.M. & Zoomers, A. (2014) Agricultural land for urban development: The process of land conversion in Central Vietnam. *Habitat International*, **41**, 1–7.
- Pimentel, D., Harvey, C., Resosudarmo, P., Sinclair, K., Kurz, D., McNair, M., Crist, S., Shpritz, L., Fitton, L., Saffouri, R. & Blair, R. (1995) Environmental and Economic Costs of Soil Erosion and Conservation Benefits. *Science*, **267**, 1117–1123.

- Pimentel, D., Zuniga, R. & Morrison, D. (2005) Update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the United States. *Ecological Economics*, **52**, 273–288.
- Pimm, S.L. & Raven, P. (2000) Biodiversity: Extinction by numbers. *Nature*, **403**, 843–845.
- Pinet, P.R. (2014) *Invitation to Oceanography*, Jones & Bartlett Publishers.
- Reaka-Kudla, M.L., Wilson, D.E. & Wilson, E.O. (1996) *Biodiversity II: understanding and protecting our biological resources*, Joseph Henry Press.
- Richardson, E.A., Kaiser, M.J., Edwards-Jones, G. & Possingham, H.P. (2006) Sensitivity of Marine-Reserve Design to the Spatial Resolution of Socioeconomic Data. *Conservation Biology*, **20**, 1191–1202.
- Ricklefs, R.E. & Miller, G.L. (2005) *Ecologie*, De Boeck Supérieur.
- Rippon, S. (2000) *The Transformation of Coastal Wetlands: Exploitation and Management of Marshland Landscapes in North West Europe During the Roman and Medieval Periods*, Oxford University Press.
- Robin, M. (2002) Télédétection et modélisation du trait de côte et de sa cinématique Supérieure. *Le Littoral, regards, pratiques et savoirs. Études offertes à Fernand Verger*, 95–115.
- Roche, C. (2011) *L'essentiel du droit de l'environnement 2014-2015*, Gualino-Lextenso éditions, Issy-les-Moulineaux.
- Ruggiero, P., Voigt, B. & Kaminsky, G. (2000) *Beach monitoring for enhanced decision-making. Coastal Society 17th Conference Coasts at the Millennium-Portland, Oregon*, pp. 516–524.
- Sala, O.E., Chapin, F.S., Iii, Armesto, J.J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., Huber-Sanwald, E., Huenneke, L.F., Jackson, R.B., Kinzig, A., Leemans, R., Lodge, D.M., Mooney, H.A., Oesterheld, M., Poff, N.L., Sykes, M.T., Walker, B.H., Walker, M. & Wall, D.H. (2000) Global Biodiversity Scenarios for the Year 2100. *Science*, **287**, 1770–1774.
- Saltzman, B. (2002) *Dynamical paleoclimatology: generalized theory of global climate change*, Academic Press.
- Sardou, J., Etienne, M. & Andersen, V. (1996) Seasonal abundance and vertical distributions of macroplankton and micronekton in the Northwestern Mediterranean Sea. *Oceanologica acta*, **19**, 645–656.
- Sayers, P.B., Gouldby, B.P., Simm, J.D., Meadowcroft, I. & Hall, J. (2006) *Risk, performance and uncertainty in flood and coastal defence: a review*, Department for Environment, Food and Rural Affairs.
- Scheffer, M., Carpenter, S., Foley, J.A., Folke, C. & Walker, B. (2001) Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature*, **413**, 591–596.
- Scialabba, N. (1998) *Integrated coastal area management and agriculture, forestry and fisheries*, Food & Agriculture Org.
- Seltzer, E. & Mahmoudi, D. (2013) Citizen Participation, Open Innovation, and Crowdsourcing: Challenges and Opportunities for Planning. *Journal of Planning Literature*, **28**, 3–18.
- Small, C., Gornitz, V. & Cohen, J.E. (2000) Coastal Hazards and the Global Distribution of Human Population. *Environmental Geosciences*, **7**, 3–12.
- Small, C. & Nicholls, R.J. (2003) A global analysis of human settlement in coastal zones. *Journal of Coastal Research*, 584–599.

- Smith, F.D.M., May, R.M., Pellew, R., Johnson, T.H. & Walter, K.R. (1993) How much do we know about the current extinction rate? *Trends in Ecology & Evolution*, **8**, 375–378.
- Solomon, S.M. & Forbes, D.L. (1999) Coastal hazards and associated management issues on South Pacific Islands. *Ocean & Coastal Management*, **42**, 523–554.
- Spalding, M.D., Fox, H.E., Allen, G.R., Davidson, N., Ferdana, Z.A., Finlayson, M., Halpern, B.S., Jorge, M.A., Lombana, A.L., Lourie, S.A. & others (2007) Marine ecoregions of the world: a bioregionalization of coastal and shelf areas. *BioScience*, **57**, 573–583.
- Spohr, C. (2011) *Impacts à long terme du changement climatique sur le littoral métropolitain*.
- Stankowich, T. & Blumstein, D.T. (2005) Fear in animals: a meta-analysis and review of risk assessment. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, **272**, 2627–2634.
- Stokstad, E. (2006) Global loss of biodiversity harming ocean bounty. *Science*, **314**, 745.
- Stork, N.E. (2010) Re-assessing current extinction rates. *Biodiversity and Conservation*, **19**, 357–371.
- Suanez, S., Garcin, M., Bulteau, T., Rouan, M., Lagadec, L. & David, L. (2012) Les observatoires du trait de côte en France métropolitaine et dans les DOM. *EchoGéo*.
- Suchanek, T.H. (1994) Temperate Coastal Marine Communities: Biodiversity and Threats. *American Zoologist*, **34**, 100–114.
- Sun, D. & Walsh, D. (1998) Review of studies on environmental impacts of recreation and tourism in Australia. *Journal of Environmental Management*, **53**, 323–338.
- Sutton, M.A. ed. (2011) *The European nitrogen assessment: sources, effects, and policy perspectives*, Cambridge University Press, Cambridge, UK ; New York.
- Svarstad, H., Petersen, L.K., Rothman, D., Siepel, H. & Wätzold, F. (2008) Discursive biases of the environmental research framework DPSIR. *Land Use Policy*, **25**, 116–125.
- Syvitski, J.P.M., Vörösmarty, C.J., Kettner, A.J. & Green, P. (2005) Impact of Humans on the Flux of Terrestrial Sediment to the Global Coastal Ocean. *Science*, **308**, 376–380.
- Takami, H., Inoue, A., Fuji, F. & Horikoshi, K. (1997) Microbial flora in the deepest sea mud of the Mariana Trench. *FEMS Microbiology Letters*, **152**, 279–285.
- T. F. Stocker, D.Q. (2013) *Long-term Climate Change: Projections, Commitments and Irreversibility*. *Climate Change 2013 : The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.*.
- Thomas, C.D., Cameron, A., Green, R.E., Bakkenes, M., Beaumont, L.J., Collingham, Y.C., Erasmus, B.F., De Siqueira, M.F., Grainger, A., Hannah, L. & others (2004) Extinction risk from climate change. *Nature*, **427**, 145–148.
- Tibbetts, J. (2002) Coastal cities: living on the edge. *Environmental Health Perspectives*, **110**, A674.
- Tolón-Becerra, A., Lastra-Bravo, X. & Bienvenido-Bárcena, F. (2011) Proposal for territorial distribution of the EU 2020 political renewable energy goal. *Renewable Energy*, **36**, 2067–2077.
- Tomaselli, V., Dimopoulos, P., Marangi, C., Kallimanis, A.S., Adamo, M., Tarantino, C., Panitsa, M., Terzi, M., Veronico, G. & Lovergine, F. (2013) Comparison of Land Cover/Land Use and Habitat Classification Systems for Habitat Mapping from

- Space: Strengths and Weaknesses Evidenced in Mediterranean Sites of Natura 2000 Network.
- Tournadre, J. (2014) Anthropogenic pressure on the open ocean: The growth of ship traffic revealed by altimeter data analysis. *Geophysical Research Letters*, **41**, 7924–7932.
- Training, W. & Webversion, G.S. (2010) The Global Programme of Action for the Protection of the Marine Environment from Land-Based Activities.
- Trebilco, R., Halpern, B.S., Flemming, J.M., Field, C., Blanchard, W. & Worm, B. (2011) Mapping species richness and human impact drivers to inform global pelagic conservation prioritisation. *Biological Conservation*, **144**, 1758–1766.
- Tregouët, B., Colas, S. & Morard, V. (2011) *Le littoral : chiffres-clés. Janvier 2011*,.
- Turner, R.K., Adger, W.N., Lorenzoni, I. & Bateman, I.J. (1998) *Towards integrated modelling and analysis in coastal zones: principles and practice*, LOICZ Core Project Office, Netherlands Institute for Sea Research (NIOZ).
- Tzanopoulos, J., Mouttet, R., Letourneau, A., Vogiatzakis, I.N., Potts, S.G., Henle, K., Mathevet, R. & Marty, P. (2013) Scale sensitivity of drivers of environmental change across Europe. *Global Environmental Change*, **23**, 167–178.
- United Nations ed. (2002) *Report of the World Summit on Sustainable Development: Johannesburg, South Africa, 26 August-4 September 2002*, United Nations, New York.
- Vallega, A. (2005) From Rio to Johannesburg: The role of coastal GIS. *Ocean & Coastal Management*, **48**, 588–618.
- Var, T. (1993) Reducing environmental impacts of tourism. *Annals of Tourism Research*, **20**, 769–770.
- Vikas, M. & Dwarakish, G.S. (2015) Coastal Pollution: A Review. *Aquatic Procedia*, **4**, 381–388.
- Vitousek, P.M., Mooney, H.A., Lubchenco, J. & Melillo, J.M. (1997) Human Domination of Earth's Ecosystems. *Science*, **277**, 494–499.
- Vörösmarty, C.J., Green, P., Salisbury, J. & Lammers, R.B. (2000) Global Water Resources: Vulnerability from Climate Change and Population Growth. *Science*, **289**, 284–288.
- Vörösmarty, C.J., McIntyre, P.B., Gessner, M.O., Dudgeon, D., Prusevich, A., Green, P., Glidden, S., Bunn, S.E., Sullivan, C.A., Liermann, C.R. & Davies, P.M. (2010) Global threats to human water security and river biodiversity. *Nature*, **467**, 555–561.
- Walther, G.-R., Post, E., Convey, P., Menzel, A., Parmesan, C., Beebee, T.J.C., Fromentin, J.-M., Hoegh-Guldberg, O. & Bairlein, F. (2002) Ecological responses to recent climate change. *Nature*, **416**, 389–395.
- Ward Jr, J.H. (1963) Hierarchical grouping to optimize an objective function. *Journal of the American statistical association*, **58**, 236–244.
- Wathern, P. (1990) *Environmental Impact Assessment Theory and Practice*, Routledge, London.
- Wessel, P. & Smith, W.H. (1996) A global, self-consistent, hierarchical, high-resolution shoreline database. *Journal of Geophysical Research: Solid Earth (1978–2012)*, **101**, 8741–8743.
- Wiken, E. (1986) Terrestrial ecozones of Canada: Ottawa, Environment Canada, Ecological Land Classification Series no. 19, 26 p. *US geological survey*.
- Wilbanks, T.J. & Kates, R.W. (1999) Global Change in Local Places: How Scale Matters. *Climatic Change*, **43**, 601–628.

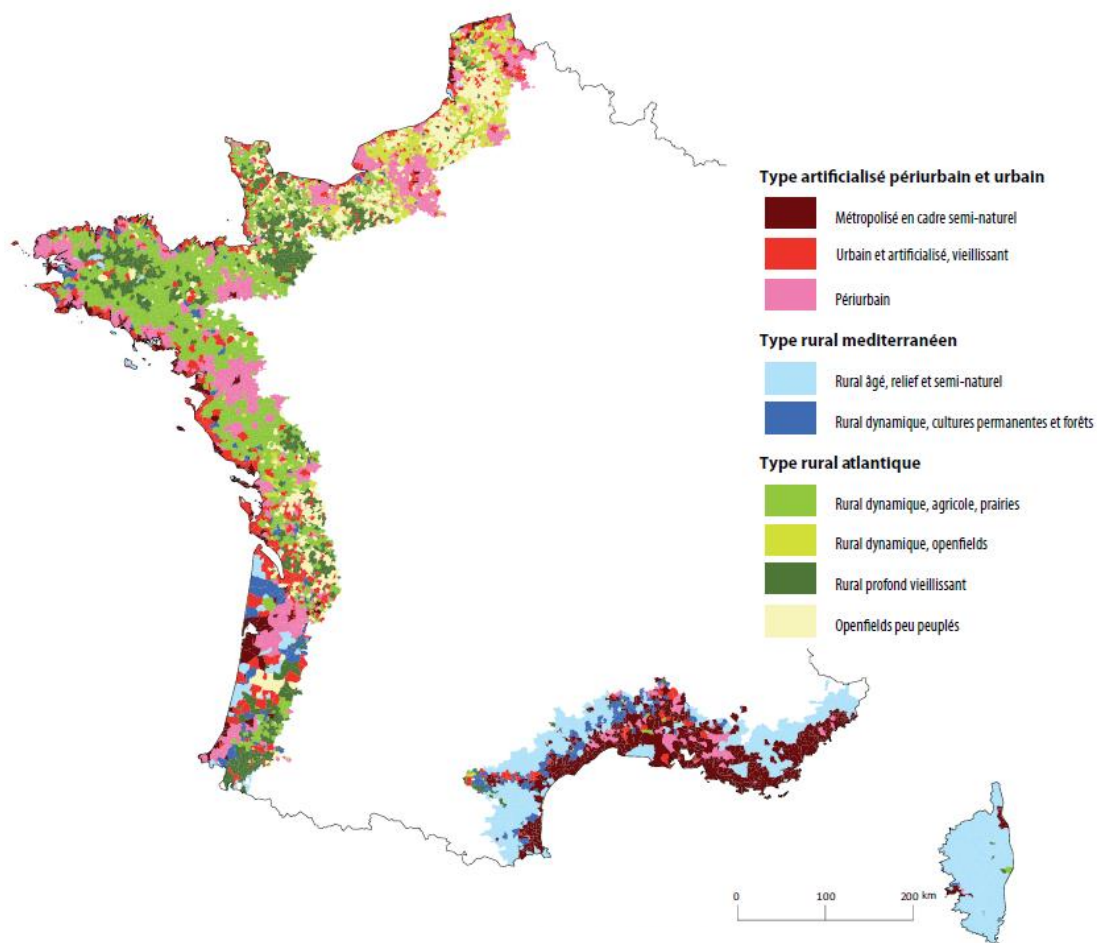
- Willis, K.J., Jeffers, E.S., Tovar, C., Long, P.R., Caithness, N., Smit, M.G.D., Hagemann, R., Collin-Hansen, C. & Weissenberger, J. (2012) Determining the ecological value of landscapes beyond protected areas. *Biological Conservation*, **147**, 3–12.
- Wilson, M.A., Costanza, R., Boumans, R. & Liu, S. (2005) Integrated assessment and valuation of ecosystem goods and services provided by coastal systems. *The intertidal ecosystem: the value of Ireland's shores*. *Royal Irish Academy*, 1–24.
- Wolff, W.J. (2000) Causes of Extirpations in the Wadden Sea, an Estuarine Area in The Netherlands. *Conservation Biology*, **14**, 876–885.
- Worm, B., Barbier, E.B., Beaumont, N., Duffy, J.E., Folke, C., Halpern, B.S., Jackson, J.B.C., Lotze, H.K., Micheli, F., Palumbi, S.R., Sala, E., Selkoe, K.A., Stachowicz, J.J. & Watson, R. (2006) Impacts of Biodiversity Loss on Ocean Ecosystem Services. *Science*, **314**, 787–790.
- Zenetos, A., Çinar, M.E., Pancucci-Papadopoulou, M.A., Harmelin, J.G., Furnari, G., Andaloro, F., Bellou, N., Streftaris, N. & Zibrowius, H. (2005) Annotated list of marine alien species in the Mediterranean with records of the worst invasive species. *Mediterranean Marine Science*, **6**, 63–118.
- Zimmerman, D., Pavlik, C., Ruggles, A. & Armstrong, M.P. (1999) An Experimental Comparison of Ordinary and Universal Kriging and Inverse Distance Weighting. *Mathematical Geology*, **31**, 375–390.
- Zurita, G., Pe'er, G., Bellocq, M.I. & Hansbauer, M.M. (2012) Edge effects and their influence on habitat suitability calculations: a continuous approach applied to birds of the Atlantic forest. *Journal of Applied Ecology*, **49**, 503–512.

Annexes

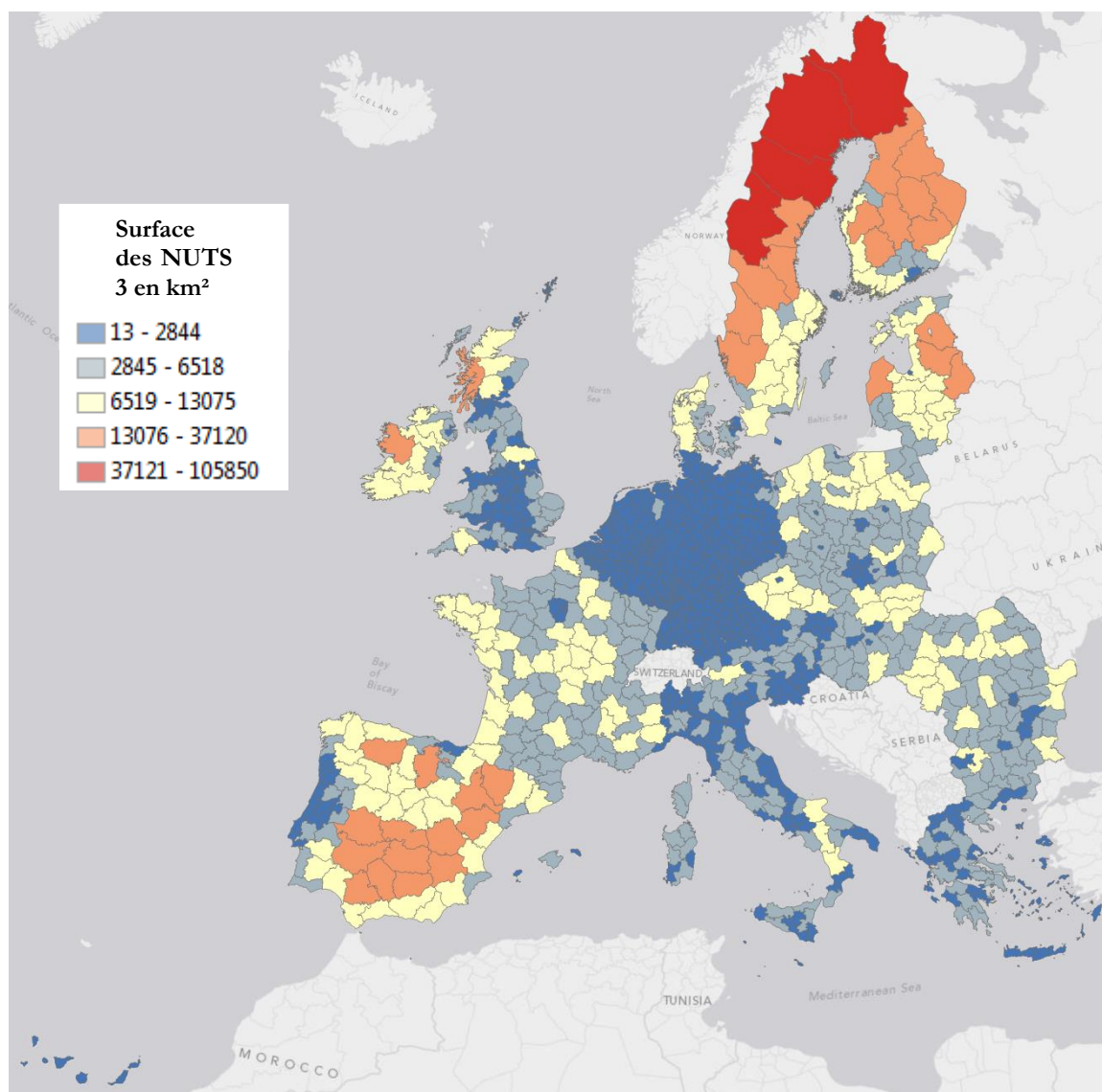
Annexe 1. Carte des pays enclavés dans le monde (rouge). Actuellement 44 pays sont enclavés (dont 2 doublement enclavés : le Liechtenstein et l'Ouzbékistan). Sur les 197 Pays reconnus par l'ONU, seul 22% d'entre eux n'ont pas à gérer leur territoire côtier, les pollutions humaines directes associées ou l'élévation du niveau de la mer. Ceci est la preuve que la problématique est globale. Source : *Central Intelligence Agency 2009, The World Factbook 2009, ISSN 1553-8133, Washington, DC, viewed 11th August, 2009.*



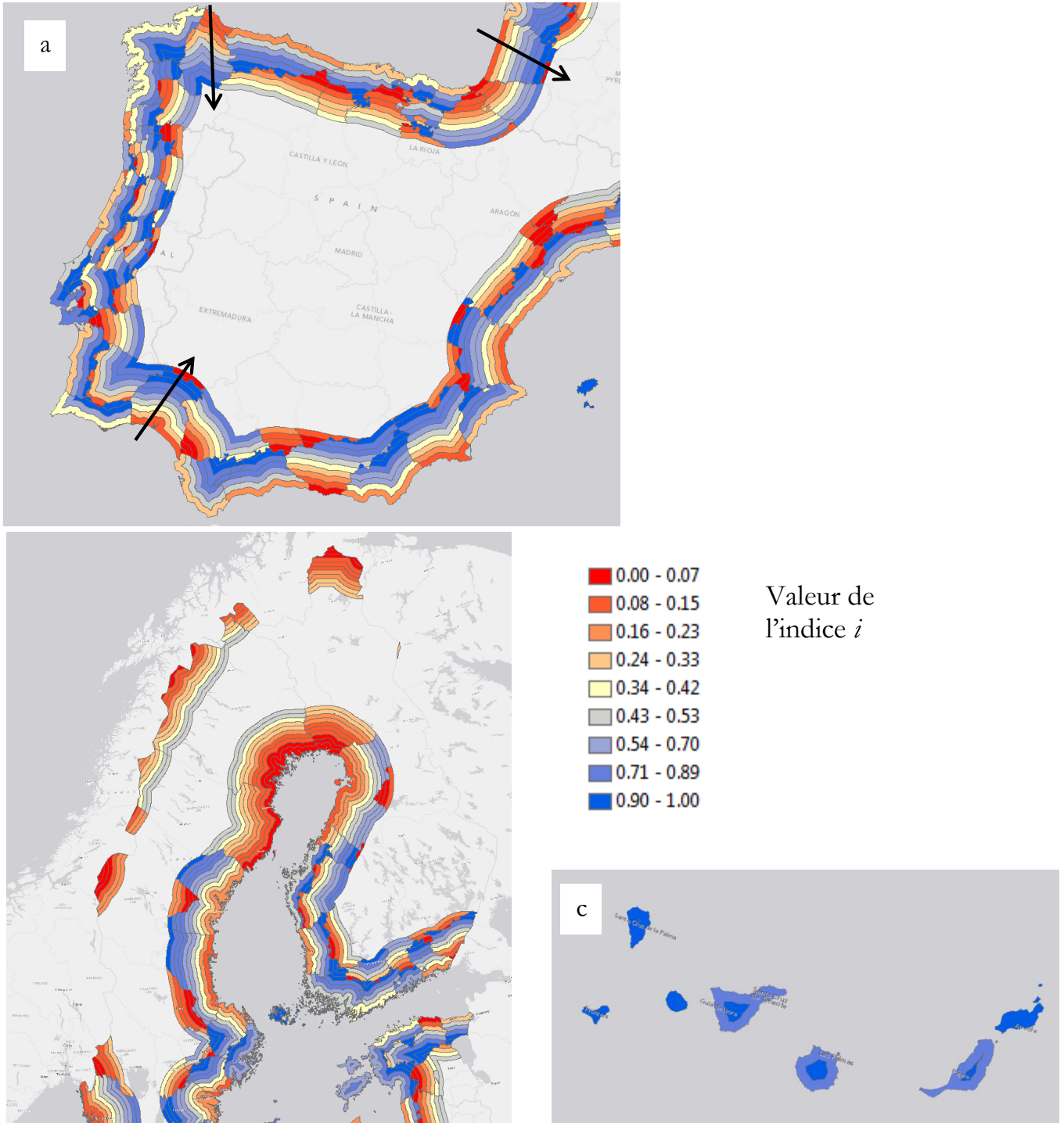
Annexe 2. Typologie du littoral français métropolitain. Cette étude a été réalisée par INRA UMR 1041 CESAER / Cemagref DTR Grenoble, 2011 d'après : IGN, INSEE. L'ensemble des communes situées à moins de 1 heures de trajet en voiture ont été retenues, puis classifiées à l'aide d'une analyse factorielle des correspondances multiples et d'une classification hiérarchique ascendante en neuf types. Elle permet de distinguer les zones urbaines, péri-urbaines et rurales. Cette étude montre que d'autres systèmes non-métriques peuvent être plus pertinents pour décrire le littoral.



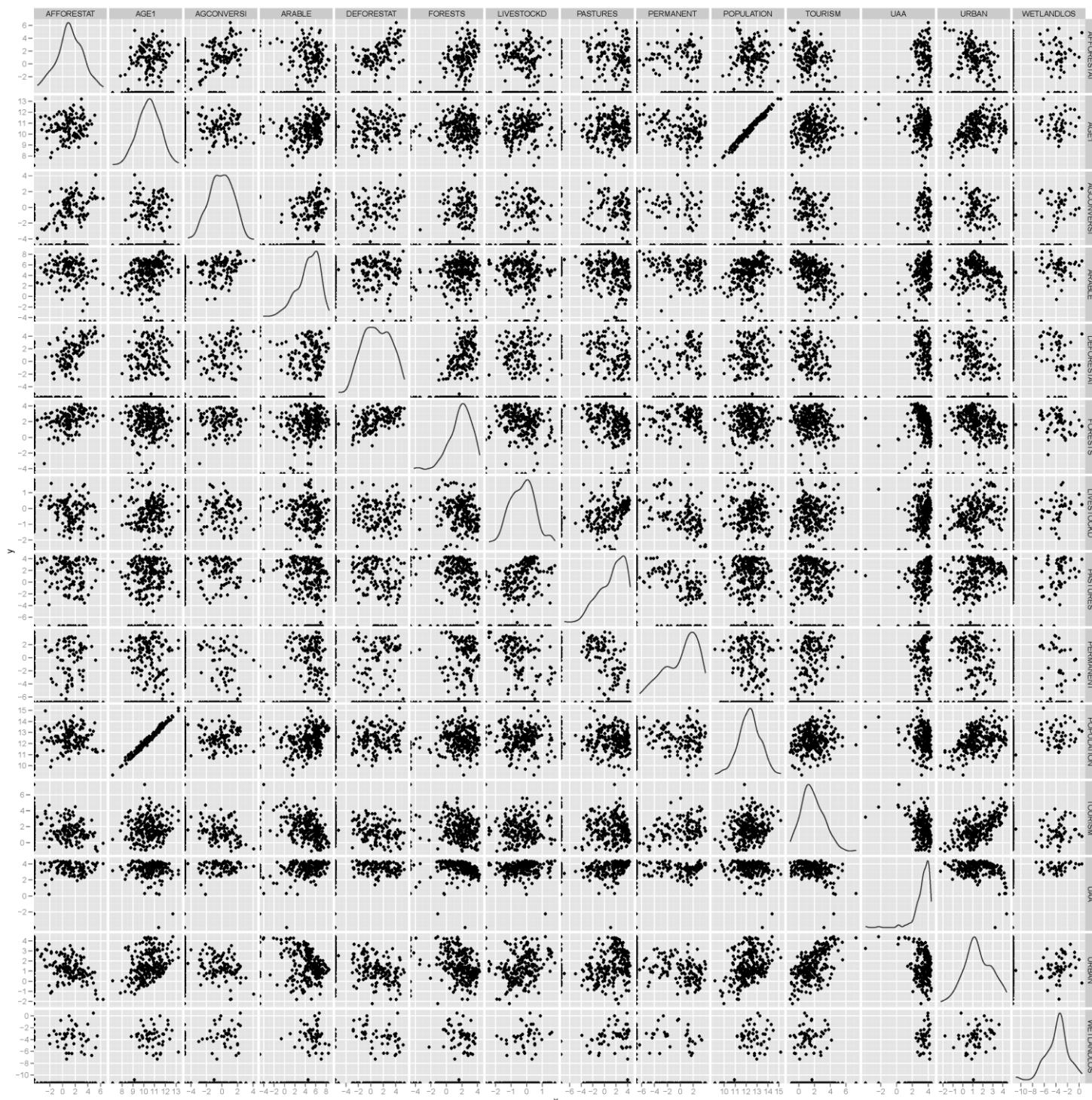
Annexe 3. Hétérogénéité des NUTS 3. Les surfaces respectives sont extrêmement variables allant de 13km² (Melilla, enclave espagnole au Maroc) à plus de 100 000 km² en Suède. L'Allemagne possède les NUTS 3 les plus précises en terme de surface et de nombre. La résolution spatiale loin d'être uniforme ne facilite plus vraiment la comparaison des données comme le voulait Eurostat initialement.



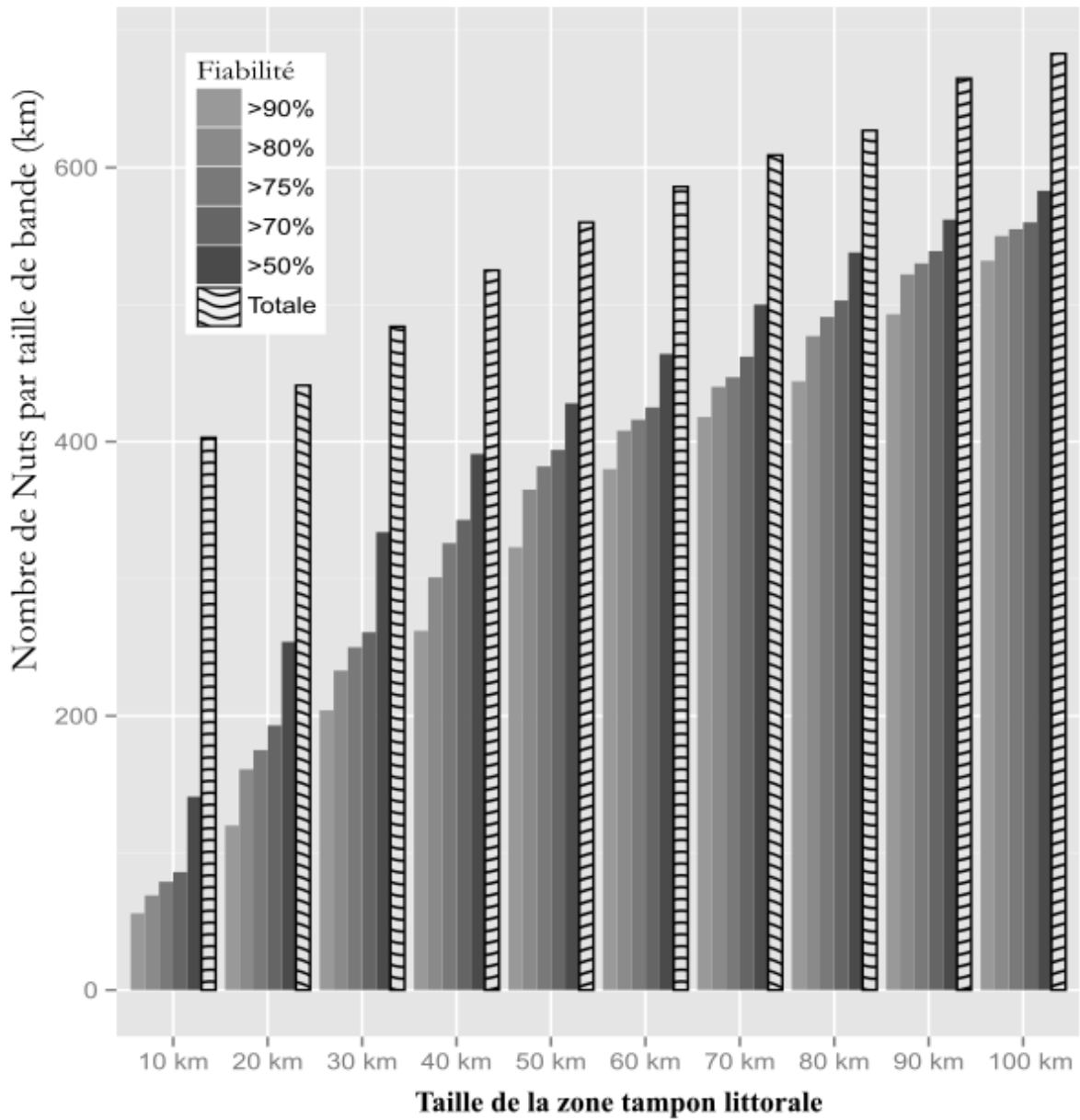
Annexe 4. Effet du découpage en bande littorale de 10 km par 10 km sur les unités de classification NUTS 3. Dans la péninsule ibérique (a), l'effet du découpage est net avec un gradient de fiabilité des NUTS 3 grandissant plus on s'éloigne de la côte (flèche noire). Pour la Suède (b), ce découpage montre bien que la résolution des NUTS dans ce pays n'est pas idéale pour décrire le littoral voir non utilisable. Par contre l'ensemble des îles européennes (c) par leur taille remplissent toutes les conditions pour décrire le territoire mais sont hélas des particularités et exceptions du paysage européen.

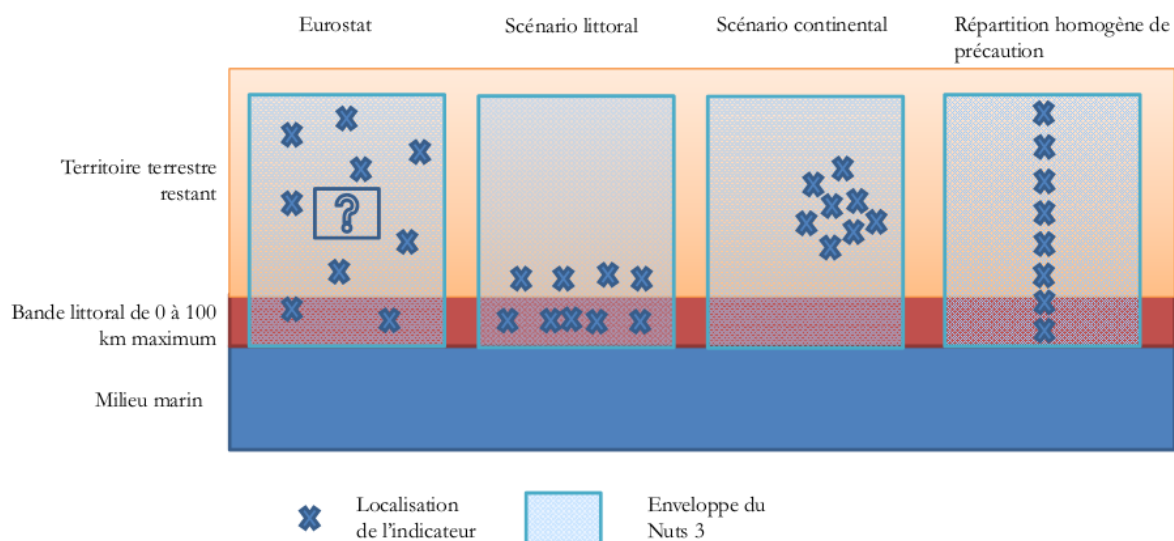


Annexe 5. Corrélation entre 16 indicateurs Eurostat dans les unités NUTS 3. Les indicateurs sur la structure de l'âge ne sont pas indépendants de l'indicateur de la population et seront retirés dans les analyses. La distribution des indicateurs suit relativement une distribution gaussienne (diagonale) sauf pour l'indicateur UAA.



Annexe 6. Nombre d'unité NUTS 3 intersectées par la zone tampon littorale en fonction de l'indice de fiabilité i . On peut constater ici qu'il n'y a pas d'effet seuil perceptible entre les différentes fiabilités avec une augmentation régulière de NUTS 3.





Annexe 7. Schéma explicatif de la répartition des indicateurs au sein des NUTS 3 collectés par Eurostat. Dans la mesure où les données sont agrégées au sein de chaque NUTS, il n'est pas possible de connaître la répartition exacte dans les NUTS 3. Dans la réalité, les indicateurs ne sont très probablement pas répartis de façon uniforme. On peut considérer deux scénarios extrêmes où les pressions sont concentrées uniquement sur le littoral ou uniquement sur le territoire continental. En utilisant notre indice de fiabilité i pour pondérer les données pour chaque bande, on fait l'hypothèse que la répartition de l'indicateur est uniforme entre toutes les bandes considérées. Cette méthode permet de ne pas surestimer l'influence de l'indicateur au sein de la bande côtière.

Bande littoral (km)	AFFORESTAT	AGCONVERSI	ARABLE	DEFORESTAT	EMPA	EMPI	EMPS	FMARGIN	FSIZE	FTRAINING	FORESTS
0-10	2355	226	84098	2293	48372	467731	6811287	349	4513	2714	2314
10-20	1494	151	58808	1542	37161	322608	12056783	165	2281	122	1400
20-30	1212	117	50511	1245	29211	276790	11369787	87	1653	347	1178
30-40	1058	102	45656	1094	25187	248256	10241498	74	1345	299	1012
40-50	936	90	42471	976	22037	227703	9727391	62	1196	271	910
50-60	797	68	37848	844	17352	202090	6852164	50	965	166	865
60-70	712	59	34870	761	15465	186983	5909914	42	829	299	824
70-80	667	54	32164	705	13938	159629	5366506	34	722	70	754
80-90	616	51	30736	654	13779	147979	5668281	32	673	440	721
90-100	530	46	29950	554	13476	133079	4660809	30	647	174	707
Total	10377	963	447113	10668	235980	2372847	78664421	925	14824	4900	10685

Annexe 8. Valeur totale des indicateurs de pressions pour notre analyse dans chaque bande littorale analysée

Bande littoral (km)	GDP (.10%)	LIVESTOCKD	PASTURES	PERMANENT	POPULATION	TOURISM	UAA	UNEMP	URBAN	URBANIZATI	WETLANDLOS
0-10	1460000	148	5193	625	65066179	4626	5702	6606400	2106	67	14
10-20	889000	89	481	337	40243156	768	3249	421167	660	29	1
20-30	729000	78	493	190	30756905	806	2497	329017	539	19	0
30-40	606000	68	321	126	24738877	839	2084	458383	457	17	0
40-50	440000	58	470	97	19940708	203	1828	370283	326	12	1
50-60	397000	45	163	78	17221258	270	1534	314967	305	9	0
60-70	333000	37	113	70	14629757	212	1368	227250	289	9	0
70-80	257000	31	116	63	11841396	188	1131	229883	310	6	0
80-90	238000	29	186	55	11116007	209	1025	454033	335	5	0
90-100	194000	27	162	43	9340220	133	958	231333	249	6	0
Total	5,543E+06	612	7697	1683	244894462	8253	21375	9642717	5578	179	17

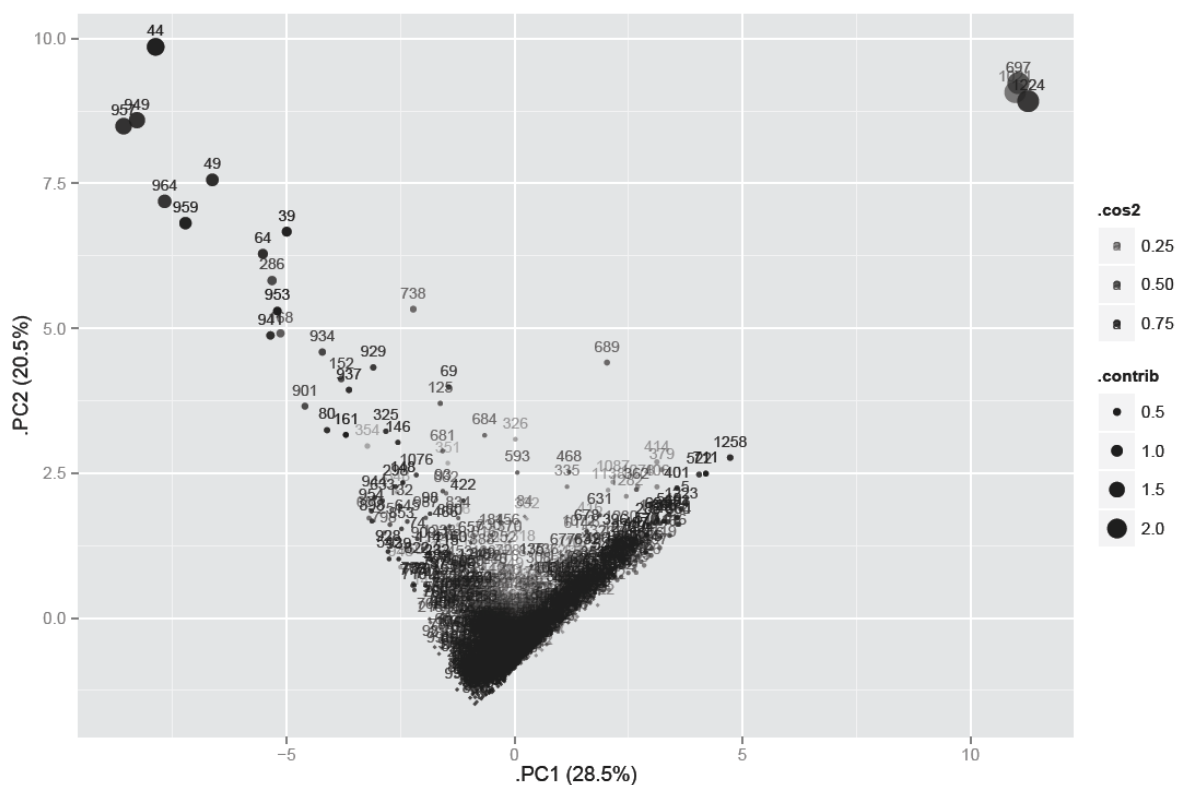
Annexe 8. ...suite.

Bande littoral (km)	AFFORESTAT	AGCONVERSI	ARABLE	DEFORESTAT	EMPA	EMPI	EMPS	FMARGIN	FSIZE	FTRAINING	FORESTS
0-10	2355	226	84098	2293	48372	467731	6811287	349	4513	2714	2314
0-20	3849	376	142906	3835	85533	790338	18868070	514	6794	2836	3714
0-30	5061	494	193417	5080	114744	1067128	30237857	601	8447	3183	4892
0-40	6119	595	239074	6175	139931	1315384	40479355	675	9792	3482	5904
0-50	7055	685	281545	7151	161969	1543087	50206746	737	10988	3752	6814
0-60	7852	753	319393	7995	179321	1745177	57058910	787	11953	3918	7679
0-70	8564	812	354263	8756	194786	1932161	62968824	829	12782	4216	8503
0-80	9231	866	386428	9461	208724	2091789	68335330	863	13504	4286	9257
0-90	9848	917	417163	10114	222503	2239768	74003612	895	14178	4726	9978
0-100	10377	963	447113	10668	235980	2372847	78664421	925	14824	4900	10685

Bande littoral (km)	GDP (.10%)	LIVESTOCKD	PASTURES	PERMANENT	POPULATION	TOURISM	UAA	UNEMP	URBAN	URBANIZATI	WETLANDLOS
0-10	1457862	148	5193	625	65066179	4626	5702	6606400	2106	67	14
0-20	2346783	237	5674	962	105309335	5394	8951	7027567	2766	96	15
0-30	3075758	315	6167	1152	136066239	6200	11447	7356583	3305	115	15
0-40	3682036	383	6488	1278	160805116	7039	13531	7814967	3762	132	16
0-50	4122077	441	6957	1375	180745824	7242	15359	8185250	4088	144	16
0-60	4519462	486	7120	1453	197967082	7511	16893	8500217	4394	154	17
0-70	4852731	524	7233	1522	212596839	7723	18261	8727467	4683	162	17
0-80	5109246	555	7349	1585	224438235	7911	19392	8957350	4993	168	17
0-90	5347269	584	7535	1640	235554242	8120	20417	9411383	5328	173	17
0-100	5541561	612	7697	1683	244894462	8253	21375	9642717	5578	179	17

Annexe 9. Valeur additionnée des indicateurs de pressions pour notre analyse dans chaque bande littorale analysée.

Annexe 10. Résultat de la première Analyse en Composante Principale qui montre que les axes de la dimension 1 et 2 sont largement influencés par un très petit nombre de NUTS qui participent trop à la construction des axes (.Contribution). Le cos2 montre si les NUTS sont bien représentées par ce plan. Les points avec la transparence la plus forte seraient plus justement discriminés par un autre plan de dimension (*i.e.* 3 ou 4).



Questionnaire

Ce questionnaire a été préparé dans le cadre d'une étude menée au laboratoire Littoral Environnement et Sociétés (UMR 7266 LIENSs) qui analyse les relations entre les activités humaines et les enjeux de conservation de la biodiversité en milieu littoral.

Son but est de mieux comprendre comment les pressions anthropiques affectent certaines grandes catégories d'habitats littoraux. Nous définissons l'impact négatif sur l'habitat comme la détérioration des conditions de vie offertes globalement aux espèces animales et végétales.

Compte-tenu de votre expertise sur les environnements littoraux, nous vous adressons ce questionnaire, en vous demandant de renseigner, à partir de vos connaissances, la matrice ci-dessous. Pour chaque couple Pression / Habitat, nous vous demandons d'appliquer le barème suivant :

0 Aucun impact négatif sur l'habitat

1 Très peu d'impact négatif sur l'habitat

2 Peu d'impact négatif sur l'habitat

3 Impact négatif moyen sur l'habitat

4 Impact négatif fort sur l'habitat

5 Impact négatif très fort sur l'habitat

? Pas de connaissances disponibles pour évaluer l'impact sur cet habitat

Vide ne se prononce pas.

Description des habitats marins

Les habitats marins sont issus de la nomenclature EUNIS. L'**étage littoral** est la zone qui a pour limite supérieure le sommet de la zone de lichen, et en limite inférieure la partie supérieure de la zone de varech laminaires. L'**étage infralittoral** correspond à la zone constamment immergée (la frange supérieure pouvant être émergée lors des marées basses de vives eaux). L'**étage circalittoral** correspond à la partie basse de la zone photique. Les **sédiments sublittoraux**

comprennent les sédiments des étages infra et circalittoraux. Les **fonds marins** se situent après le plateau continental, la limite supérieure de la zone est marquée par le bord du plateau.

Description des habitats terrestres

Les habitats terrestres sont issus de la nomenclature Corine Land Cover. Les **territoires artificialisés** correspondent à l'ensemble des zones urbaines, industrielles, commerciales, ainsi que les espaces verts, les mines chantiers ou décharges et les réseaux de communications. Les **territoires agricoles** comprennent les terres arables, les cultures permanentes, les prairies, les zones agricoles hétérogènes ainsi que les territoires agro-forestiers. Les **forêts et milieux semi-naturels** sont composés des forêts, des milieux à végétation arbustive et/ou herbacée, et des espaces ouverts sans ou avec peu de végétation. Les **zones humides** comprennent les zones humides intérieures et maritimes. Enfin les **surfaces en eau** correspondent ici aux eaux continentales.

Choix des pressions

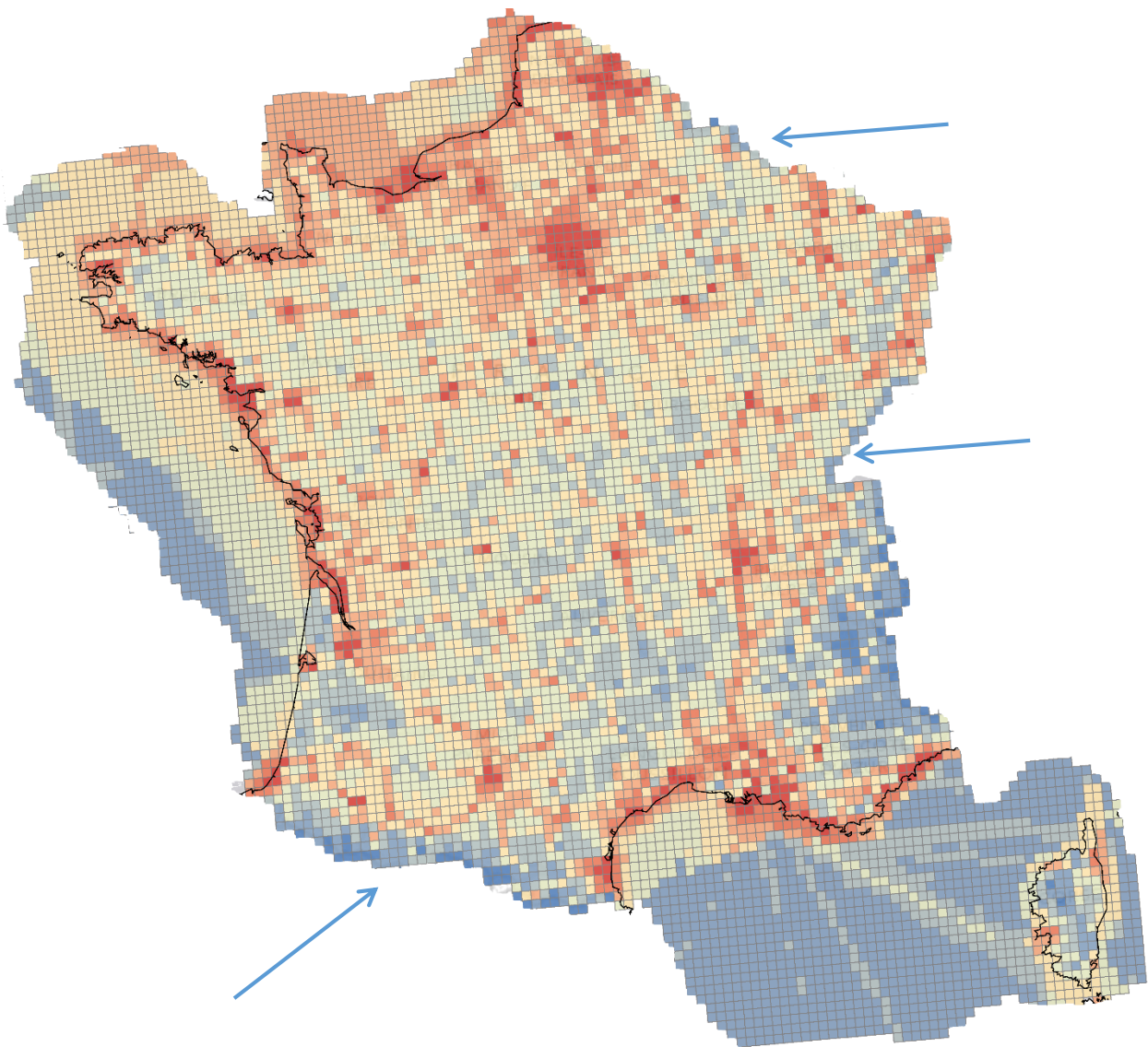
Les pressions anthropiques proposées ici ont été sélectionnées car elles ont une influence prouvée ou supposée, directe ou indirecte, sur la biodiversité (fragmentation, détérioration d'un milieu par exemple).

De plus, afin d'orienter le questionnement, l'expression « forte ... » précède chaque pression ; nous définissons par "fortes" des conditions qui sont significativement plus élevées dans un territoire par rapport à l'ensemble de l'espace considéré.

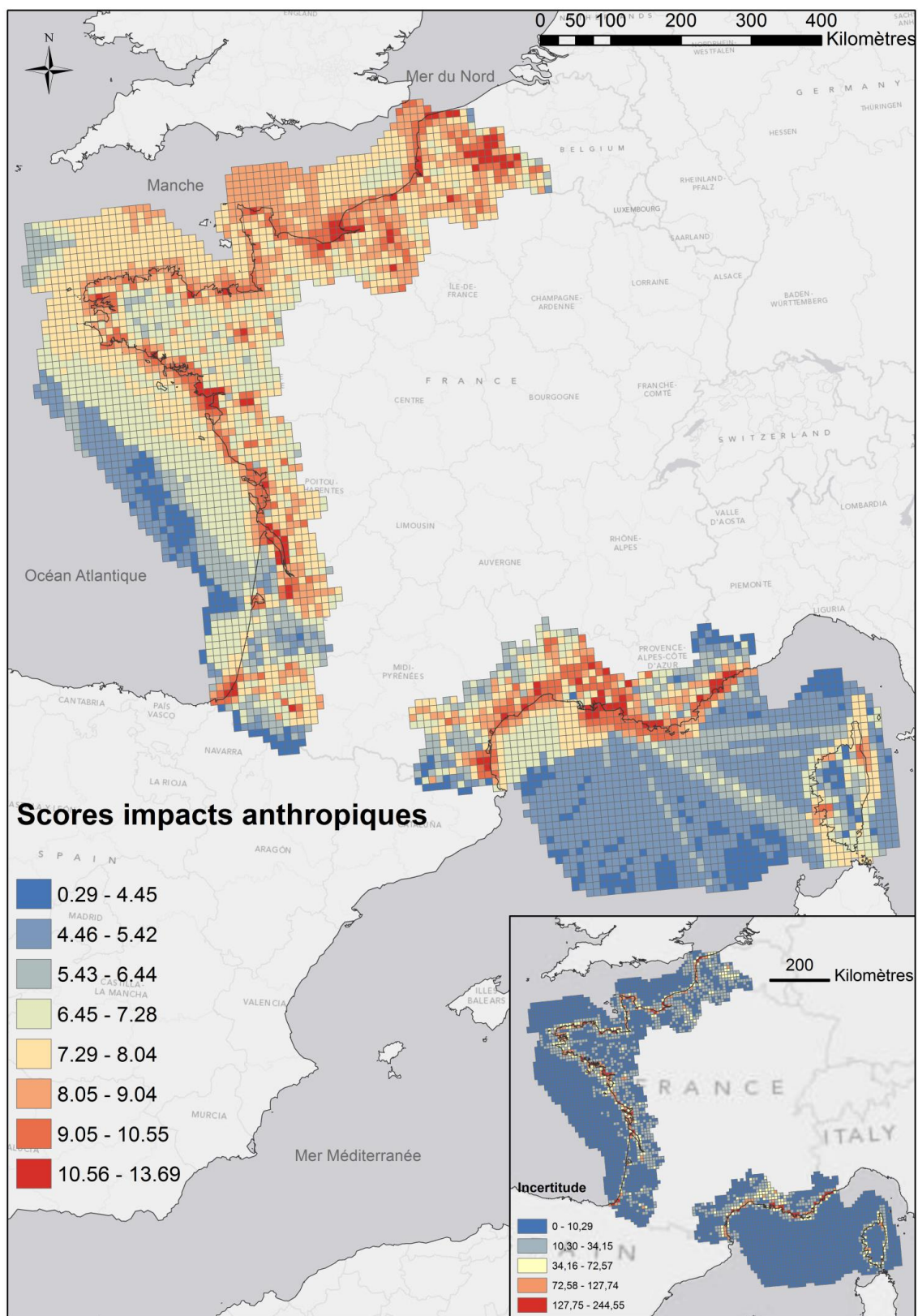
Annexe 11. Questionnaire envoyé aux 9 experts locaux (au sein de l'UMR 7266) pour compléter la matrice de relation entre indicateurs et impacts sur les habitats de notre étude. Ce texte a été accompagné d'un fichier Excel pour faciliter la collecte puis l'analyse de tableaux. Il faut ajouter que dans le cadre de ce projet les experts ont fait un effort particulier quand à la complétion la plus complète possible du tableau selon leur domaine d'expertise.

PRESSIONS	Forte densité de population	Forte densité touristique	Forte proportion d'aires urbanisées	Forte proportion des zones industrielles et commerciales et des réseaux de communication	Forte proportion de mines, décharges et chantiers	Forte proportion des espaces verts artificiels non agricoles *	Forte proportion de sols agricoles	Forte densité du réseau routier et ferroviaire	Fort effort de pêche (tous types confondus)	Forte concentration de polluant organique	Forte concentration de polluant inorganique	Forte fréquentation des navires de pêche	Présence d'espèces invasives marines	Fort trafic maritime
A1 Roches littorales et autres substrats durs	3.0	4.1	3.5	2.2	3.0	2.0	3.5	1.6	5.0	4.3	4.3	3.4	3.9	2.0
A2 Sédiments littoraux	2.8	4.0	3.5	2.2	3.2	2.0	3.4	1.6	5.0	4.8	4.8	4.3	3.4	3.3
A3 Roche infralittoral et autres substrats durs	2.5	3.1	3.2	1.8	3.0	1.5	2.7	1.0	4.7	4.3	4.3	3.7	3.6	2.0
A4 Roche circalittoral et autres substrats durs	2.8	3.2	2.4	1.8	2.3	1.5	2.2	1.0	5.0	4.3	4.3	4.3	3.4	2.1
A5 Sédiments sublittoraux	2.2	2.5	2.8	1.8	2.2	1.5	2.4	1.0	4.8	4.8	4.8	4.4	3.7	3.1
A6 Fonds marins	1.6	1.8	2.0	1.6	2.0	1.3	1.7	1.0	4.7	4.7	4.7	4.0	3.3	2.9
1 Territoires artificialisés	4.3	4.0	4.3	4.3	3.7	2.3	2.0	3.3	0.0	3.7	3.7	0.0	1.7	0.0
2 Territoires agricoles	3.7	3.3	5.0	5.0	5.0	3.3	0.7	5.0	0.0	5.0	5.0	0.0	1.7	0.0
3 Forêts et milieux semi-naturels	4.3	4.0	4.3	4.3	4.3	3.7	4.5	5.0	0.0	5.0	5.0	0.0	1.7	0.0
4 Zones humides	4.4	4.2	4.6	4.2	4.8	3.8	4.8	4.8	1.8	5.0	5.0	1.5	2.3	0.7
5 Surfaces en eau (hors milieu marin)	4.5	4.3	4.0	4.3	5.0	4.3	4.5	5.0	2.3	5.0	5.0	0.0	1.7	0.0

Annexe 12. Questionnaire moyenné après consultation de 9 experts locaux.



Annexe 13. Carte synthétiques issus de l'étude préliminaire avec Emma Albrecht. La résolution initiale était de 5 km x 5 km. Les flèches bleues montrent les cellules où le découpage ou « clipping » de la zone d'étude ne prenaient pas en compte la réduction de la surface totale des habitats. Dans la carte finale, ce biais a été identifié et chaque score cumulé est pondéré par la surface totale en habitat. Dans la majorité des cellules la surface totale en habitat vaut 25km². Dans le cas où la surface totale en habitat est inférieure à 12.5km², nous n'avons pas retenu les cellules dans l'analyse.



Annexe 14. Carte de résultats des scores sur le littoral et carte d'incertitude (encadré) des scores anthropiques. On constate que l'incertitude maximum se situe au niveau du trait de côte (multiplication de l'incertitude des habitats et des pressions).

Code	Habitat (EN)	Habitat (FR)	Score
A5.14	Circalittoral coarse sediment	Sédiment grossier circalittoral	96967
A5.27	Deep circalittoral sand	Sable circalittoral profond	82315
A5.15	Deep circalittoral coarse sediment	Sédiment grossier circalittoral profond	80670
A6.511	Facies of sandy muds with [<i>Thenea muricata</i>]	Faciès des vases sableuses à [<i>Thenea muricata</i>]	60441
A5.45	Deep circalittoral mixed sediments	Sédiment hétérogènes circalittoraux profond	56148
A5.25	Circalittoral fine sand	Sable fin circalittoral	38946
A5.47	Mediterranean communities of shelf-edge detritic bottoms	Biocénose des fonds détritiques issus de coquilles animales	37576
A5.23	Infralittoral fine sand	Sable fin infralittoral	31747
A6.51	Mediterranean communities of bathyal muds	Biocénose des vases bathyales Méditerranéennes	29744
A5.13	Infralittoral coarse sediment	Sédiment grossier infralittoral	26679
A6.52	Communities of abyssal muds	Biocénose des vases abyssales	23983
A5.39	Mediterranean communities of coastal terrigenous muds	Biocénose des vases terrigènes côtières Méditerranéennes	20082
A5.46	Mediterranean animal communities of coastal detritic bottoms	Faune Méditerranéenne des fonds détritiques côtiers	14519
A5.37	Deep circalittoral mud	Vase circalittoral profonde	14455
A5.44	Circalittoral mixed sediments	Sédiment hétérogènes circalittoraux	12332
A5.38	Mediterranean communities of muddy detritic bottoms	Biocénose des fonds détritiques envasés Méditerranéens	11972
A2	Littoral sediment	Sédiment littoral	11336
A6.4	Deep-sea muddy sand	Sable envasé abyssal	9410
A4.3	Atlantic and Mediterranean low energy circalittoral rock	Roches Atlantiques et Méditerranéenne circalittorale faiblement exposé	8385
A4.2	Atlantic and Mediterranean moderate energy circalittoral rock	Roches et autres substrats durs circalittoraux Atlantiques et Méditerranéens modérément exposé	7336
A5.24	Infralittoral muddy sand	Sable vaseux infralittoral	5756
A3.2	Atlantic and Mediterranean moderate energy infralittoral rock	Roches infralittorales Atlantiques et Méditerranéennes modérément exposées	5744
A5.36	Circalittoral fine mud	Vase fine circalittorale	5700
A5.535	[<i>Posidonia</i>] beds	Herbiers de [<i>Posidonia</i>]	5469
A5.34	Infralittoral fine mud	Sable fin infralittoral	5217
A6.3	Deep-sea sand	Sable abyssal	4669
A5.26	Circalittoral muddy sand	Sable vaseux circalittoral	4465
A3.1	Atlantic and Mediterranean high energy infralittoral rock	Roches infralittorales Atlantiques et Méditerranéennes fortement exposées	3947
A6.514	Facies of compact muds with [<i>Isidella elongata</i>]	Faciès de vase compacte à [<i>Isidella elongata</i>]	3843
A2.3	Littoral mud	Vasière littorale	3587
A1	Littoral rock and other hard substrata	Roches et autres substrats durs littoraux	3420

A3.3	Atlantic and Mediterranean low energy infralittoral rock	Roches infralittorales Atlantiques et Méditerranéennes faiblement exposées	3216
A5.236	Mediterranean communities of well sorted fine sands	Biocénose des sables fins bien calibrés Méditerranéenne	2858
A5.33	Infralittoral sandy mud	Vase sableuse infralittoral	2739
A6.2	Deep-sea mixed substrata	Substrats hétérogènes abyssaux	2526
A4.1	Atlantic and Mediterranean high energy circalittoral rock	Roches et autres substrats durs circalittoraux Atlantiques et Méditerranéens fortement exposé	2408
A6.513	Facies of soft muds with [Funiculina quadrangularis] and [Apporhais seressianus]	Faciès de vase molle à [Funiculina quadrangularis] et [Apporhais seressianus]	1949
A5.35	Circalittoral sandy mud	Vase sableuse circalittoral	1870
A5.43	Infralittoral mixed sediments	Sédiment hétérogènes infralittoraux	1672
A5.235	Mediterranean communities of fine sands in very shallow waters	Biocénose Méditerranéenne des sables fins superficiels	908
A3.13	Mediterranean and Pontic communities of infralittoral algae very exposed to wave action	Biocénose des algues méditerranéenne infralittorale fortement exposé	587
A4.26	Mediterranean coralligenous communities moderately exposed to hydrodynamic action	Biocénose coralligène Méditerranéenne modérément exposée	429
A4.27	Faunal communities on deep moderate energy circalittoral rock	Biocénose des roches profondes circalittorales modérément exposé	219
A5.28	Mediterranean communities of superficial muddy sands in sheltered waters	Biocénose des sables vaseux superficiels en eaux abritées	210
A6.61	Communities of deep-sea corals	Biocénose des coraux profonds	102
A5.138	Association with rhodoliths in coarse sands and fine gravels mixed by waves	Biocénose des sables grossiers et fins graviers brassés par les vagues - Association à rhodolithes	56
A5.531	[Cymodocea] beds	Herbiers de [Cymodocea]	33

Annexe 15. Scores cumulés des impacts anthropiques pour les habitats marins par ordre décroissant.

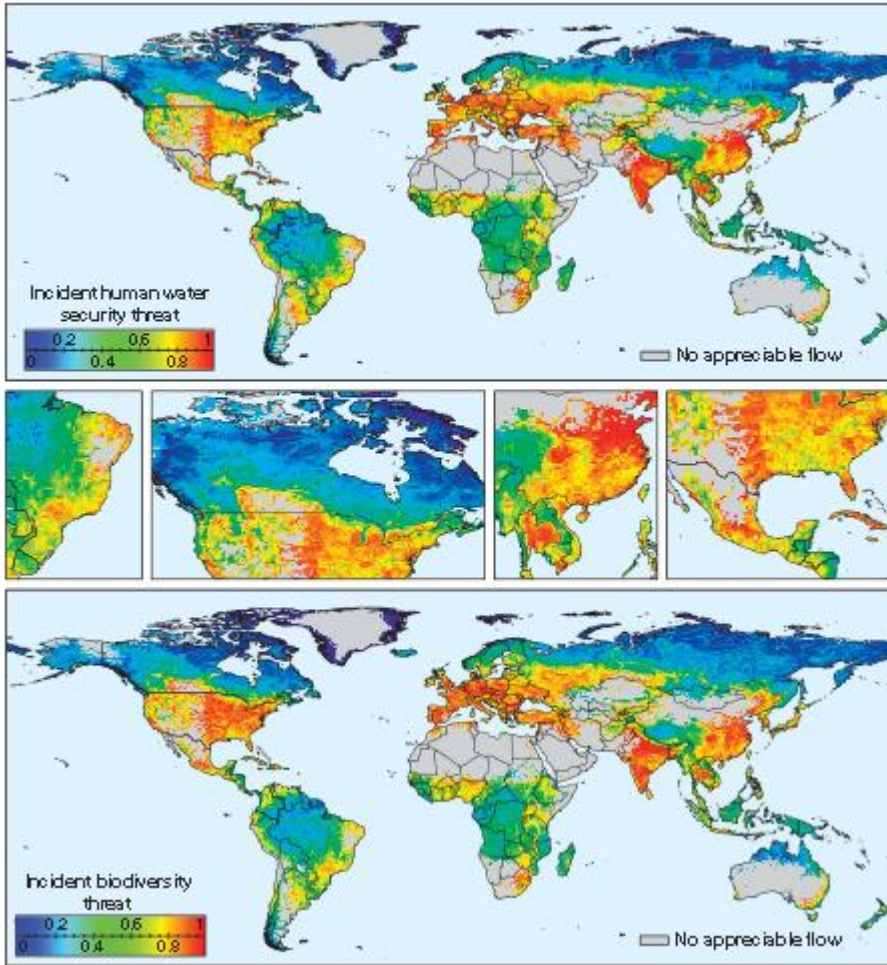
Code	Habitat (EN)	Habitat (FR)	Score
A2.1.1	Non-irrigated arable land	Terres arables hors périmètres irrigation	557119
A3.1.1	Broad-leaved forest	Forêts de feuillus	318420
A2.3.1	Pastures	Prairies	273506
A2.4.2	Complex cultivation patterns	Systèmes culturaux et parcellaires complexes	197493
A1.1.2	Discontinuous urban fabric	Tissu urbain discontinu	104087
A3.1.2	Coniferous forest	Forêts de conifères	83455
A3.1.3	Mixed forest	Forêts mélangées	57130
A2.4.3	Land principally occupied by agriculture, with significant areas of natural vegetation	Surfaces agricoles associés à des espaces naturels importants	47350
A2.2.1	Vineyards	Vignobles	44451
A3.2.4	Transitional woodland-shrub	Forêt et végétation arbustive en mutation	34850
A1.2.1	Industrial or commercial units	Zones industrielles et commerciales	22090
A3.2.1	Natural grasslands	Pelouses et pâturages naturels	18391
A3.2.3	Sclerophyllous vegetation	Végétation sclérophylle	16283
A3.2.2	Moors and heathland	Landes et broussailles	8731
A5.1.2	Water bodies	Plans d'eau	8029
A2.2.2	Fruit trees and berry plantations	Vergers et petits fruits	7578
A5.1.1	Water courses	Cours d'eau et voies d'eau	7477
A1.4.2	Sport and leisure facilities	Équipements sportifs et de loisirs	5622
A1.1.1	Continuous urban fabric	Tissu urbain continu	4258
A3.3.3	Sparsely vegetated areas	Végétation clairsemée	3752
A5.2.3	Sea and ocean	Mer et océan	3749
A1.3.1	Mineral extraction sites	Extraction de matériaux	3629
A4.2.1	Salt marshes	Salt marshes	3576
A4.1.1	Inland marshes	Inland marshes	3515
A1.2.2	Road and rail networks and associated land	Réseaux routier et ferroviaire et espaces associés	2906
A1.2.4	Airports	Aéroports	2761
A5.2.2	Estuaries	Estuaries	2664
A5.2.1	Coastal lagoons	Lagunes littorales	2541
A1.4.1	Green urban areas	Espaces verts urbains	2216
A3.3.2	Bare rocks	Roches nues	1883
A3.3.1	Beaches, dunes, sands	Plages, dunes et sable	1767
A4.2.3	Intertidal flats	Zones intertidales	1661
A1.2.3	Port areas	Zones portuaires	1006
A2.1.3	Rice fields	Rizières	827
A4.2.2	Salines	Marais salants	705
A1.3.2	Dump sites	Décharges	522

A1.3.3	Construction sites	Chantiers	499
A3.3.4	Burnt areas	Zones incendiées	477
A2.2.3	Olive groves	Oliveraies	324
A4.1.2	Peat bogs	Tourbières	99
A2.1.2	Permanently irrigated land	Périmètres irrigués en permanence	97
A3.3.5	Glaciers and perpetual snow	Glaciers et neiges éternelles	57
A2.4.4	Agro-forestry areas	Territoires agro-forestiers	4

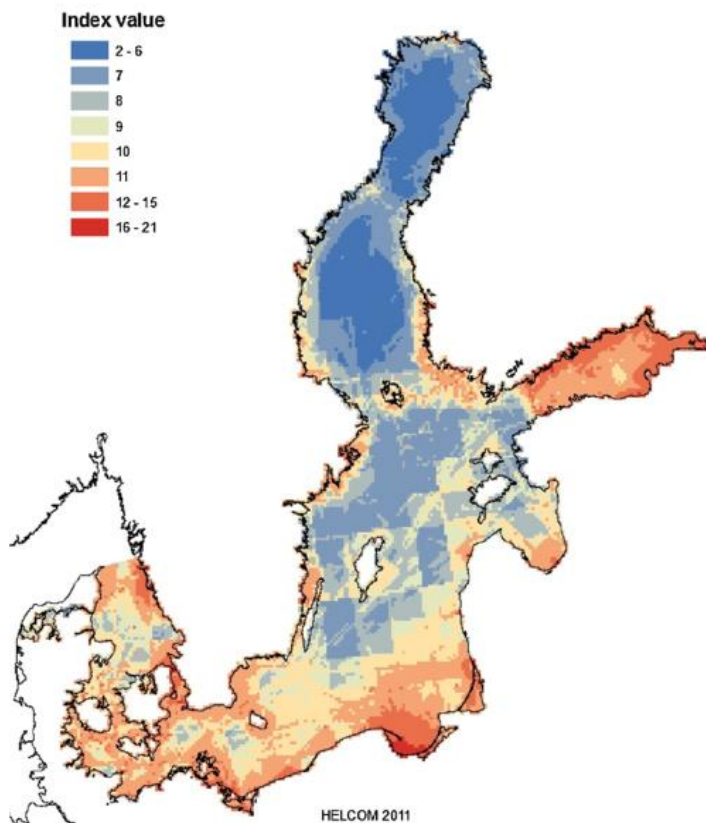
Annexe 16. Scores cumulés des impacts anthropiques pour les habitats terrestres par ordre décroissant.

Pressions anthropiques	Score
Réseaux routier	1197954.1
Espèces invasives	341443.5
Trafic maritime	309374.1
Terres arables hors périmètres irrigation	205597.9
Réseaux ferroviaires	173712.0
Tissu urbain discontinu	114814.9
Pollution inorganique	67765.1
Pêche artisanal	33883.1
Zones industrielles et commerciales	30917.9
Pollution organique	28781.9
Vignobles	20413.9
Extraction de matériaux	16835.1
Population	14791.6
Équipements sportifs et de loisirs	10450.2
Espaces associés aux réseaux routier et ferroviaire	9685.4
Tourisme	6230.4
Aéroports	4658.5
Vergers et petits fruits	4254.8
Chantiers	3101.4
Décharges	2660.7
Tissu urbain continu	2575.0
Zones portuaires	1304.0
Oliveraies	906.9
Rizières	785.7
Navires marchands	508.3
Périmètres irrigués en permanence	176.9

Annexe 17. Scores cumulés des impacts anthropiques par pression.



Annexe 18. Cartes issues des études de Korpinen *et al.* (2011) et Vöromasty *et al.* (2010). Les méthodes de scoring sont de plus en plus populaires pour l'analyse de grandes échelles.

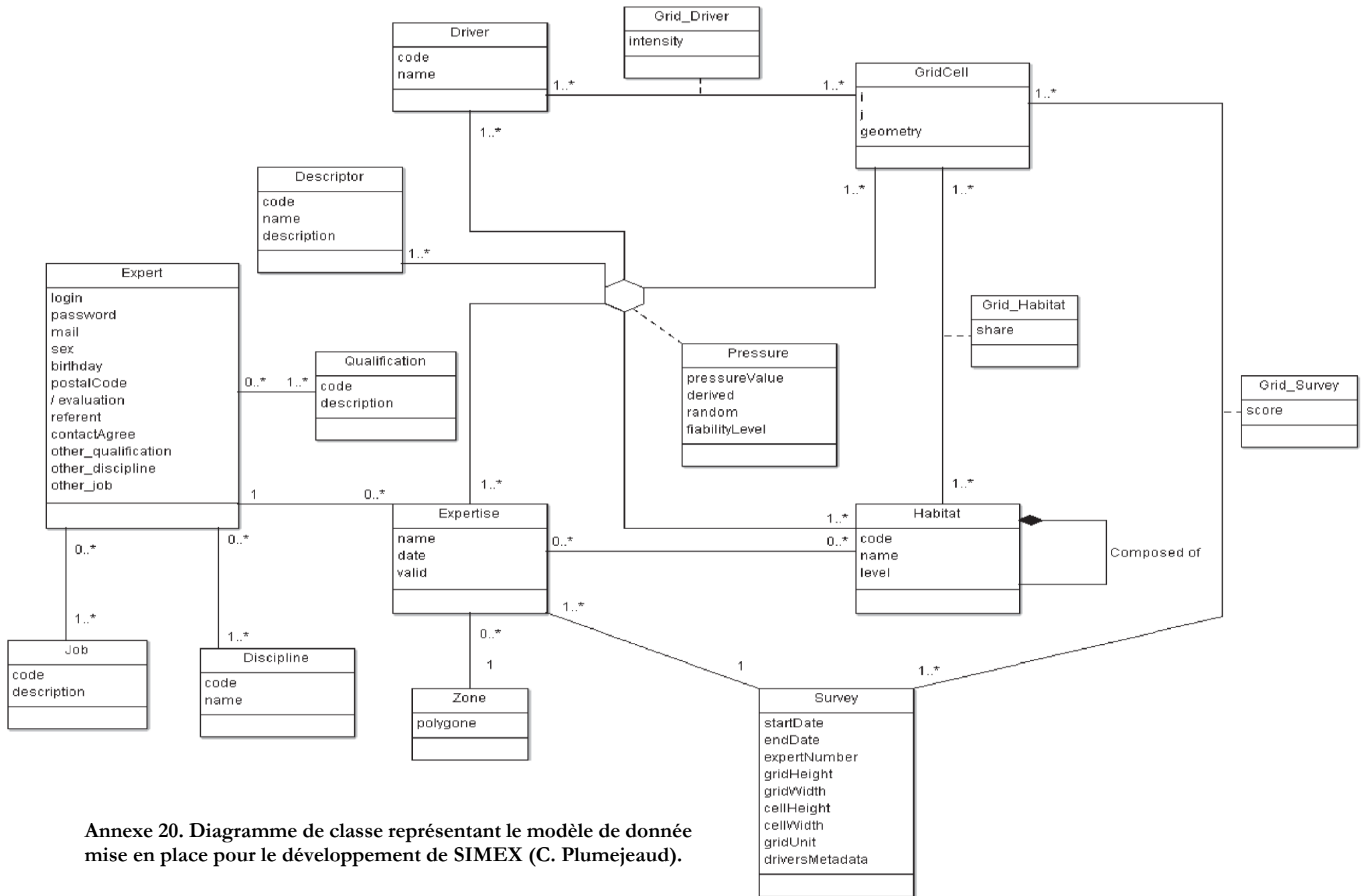


PRESSURE TYPE AND PRESSURE	Cod	Seals	Harbour Porpoise	Bird areas	Zostera meadows	Blue mussel	Photic sand	Photic soft	Photic hard	NonPhotic sand	NonPhotic soft	NonPhotic hard	Photic Water	NonPhotic Water
Smothering														
Disposal of dredged spoils	2±0.64	3±0.58	3±0.33	4±0.33	3±0.18	2.8±0.08	2.8±0.09	2.2±0.11	2.6±0.25	2.45±0.2	2.35±0.17	2.95±0.25	2.2±0.41	0±0.28
Wind farms, bridges, oil platforms (construction)	3±0.13	2±0	2±0	3.5±0.42	2.9±0.15	2.2±0.19	2.8±0.31	2.5±0.44	1.8±0.36	2.3±0.44	1.95±0.41	2.3±0.43	2.2±0.5	0±0.28
Cables and pipelines (construction)	2±0.32	2±0	2±0	3±0.43	2.6±0.27	2.5±0.27	2.5±0.26	1.8±0.21	2±0.11	2.1±0.27	1.8±0.24	2.2±0.26	2.2±0.5	0±0.28
Sealing														
Harbours	2.75±0.43	3±0.2	3±0	4±0.33	2.6±0.12	2.6±0.16	2.6±0.08	1.6±0.24	2.5±0.11	2±0.37	1.8±0.34	2±0.18	2±0.23	0.85±0.19
Coastal defense structures	2.25±0.72	3±0	3±0	4±0.4	3±0.49	2.8±0.49	2.6±0.07	1.5±0.29	2.7±0.46	2±0.37	1.8±0.34	2±0.18	2±0.26	1±0.16
Bridges	2.25±0.72	3±0.32	2±0.58	2.4±0.22	2.6±0.23	2.8±0.27	2.6±0.23	1.8±0.36	2±0.54	2±0.46	1.8±0.43	2±0.29	1.4±0.22	1.4±0.25
Changes in sitation														
Riverine runoff of organic matter	3±0	3±0	2±0	2±0	2.6±0.08	2.6±0.07	2.6±0.07	0±0.42	2.7±0.06	3.05±0.13	3±0.42	2.8±0.25	2.15±0.12	1.65±0.12
Dredging + Sand/gravel/boulder extraction	2.5±0.29	3±0	2±0	2±0.2	3±0	2.2±0.08	3±0.19	1.8±0.2	2.1±0.06	3±0.13	2.6±0.19	3±0.17	1.8±0.18	1.2±0.13
Bathing sites, beaches and beach replenishment	1±0.75	2±0.24	2±0.33	2±0.2	2.8±0.47	2±0.34	2.2±0.11	2.1±0.35	2±0.34	1.4±0.34	0.9±0.27	1.4±0.19	0.4±0.07	0.2±0.07

Supplementary Table 2. Matrix of driver-by-ecosystem impact weighting values from (S1).

Driver	Mangrove	Coral Reef	Seagrass	Rocky Reef	Sub-tidal/Soft Bottom	Soft Shelf (30-200m)	Hard Shelf (30-200m)	Soft Slope (200-2000m)	Hard Slope (200-2000m)	Deep Soft Benthic	Deep Hard Bottom	Deep Seamount	Surface Water	Deep Water	Rocky Intertidal	Intertidal Mud	Beach	Salt Marsh	Kelp Forest	Susp.-Feeder Reef
Nutrient Input	1.8	1.8	2.1	1.6	2.0	1.4	1.7	2.0	0.6	1.3	0.0	0.0	1.2	0.0	1.5	1.6	0.4	1.8	0.4	1.4
Nonpoint, organic pollution	1.4	1.2	1.0	2.2	1.2	1.4	0.0	2.0	0.2	1.7	0.0	0.0	1.9	1.6	2.1	2.8	0.1	1.7	1.0	2.8
Nonpoint, non-organic pollution	0.5	0.7	0.8	2.2	1.5	2.1	0.2	2.1	0.2	1.8	0.0	0.0	2.3	1.6	2.1	1.6	0.6	2.0	0.0	2.7
Direct Human	3.3	2.3	2.5	2.5	2.0	1.1	2.9	0.0	0.0	1.6	0.0	0.0	0.9	0.0	2.8	2.2	2.7	1.6	1.6	3.0
Demersal, destructive fishing	0.0	1.2	0.2	2.7	2.1	3.0	3.1	3.2	2.8	2.3	3.0	3.5	2.1	0.8	1.2	1.4	0.2	1.0	1.5	3.1
Demersal, non-destructive, high bycatch fishing	0.9	1.6	1.1	2.9	2.1	2.0	3.2	2.3	2.4	2.0	0.0	0.0	1.6	0.0	0.8	1.9	0.9	1.0	2.1	0.7
Demersal, non-destructive, low bycatch fishing	0.8	1.3	0.6	2.7	1.7	1.6	2.6	0.0	2.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.5	1.5	0.2	0.5	2.1	1.4
Pelagic, high by-catch fishing	0.0	0.5	0.0	2.6	0.0	1.1	2.8	0.2	0.0	1.6	0.0	0.0	3.0	2.2	0.9	0.0	0.1	0.5	0.0	0.0
Pelagic, low by-catch fishing	0.0	0.7	0.0	2.6	0.6	0.8	2.8	0.2	0.0	0.5	0.0	0.0	2.2	0.6	0.0	0.0	0.0	0.4	0.0	0.0
Artisanal fishing	1.7	2.3	0.3	2.2	0.0	0.9	1.9	0.0	0.4	0.3	0.0	0.9	1.0	0.0	1.3	0.4	0.7	0.6	0.8	1.0
Sea temperature	2.4	2.8	2.1	1.9	0.5	2.5	2.9	2.3	0.9	2.5	1.5	1.8	3.3	2.3	2.8	1.4	0.6	1.4	2.0	0.8
UV	0.2	0.8	0.5	0.7	0.3	1.9	1.8	0.0	0.0	1.3	0.0	0.0	1.5	0.0	0.9	1.3	0.0	1.1	0.1	0.0
Ocean acidification	1.2	1.1	1.4	1.1	0.1	1.7	2.5	2.1	1.6	2.2	2.7	2.7	1.8	0.0	0.9	1.0	0.0	1.3	0.0	0.7
Species Invasion	1.0	1.5	1.2	2.5	2.7	1.6	1.5	0.2	0.5	1.5	0.0	0.0	2.3	0.0	2.8	2.9	0.9	2.8	1.3	2.6
Ocean-based pollution	1.2	1.2	0.5	1.7	1.1	1.2	0.3	1.4	1.7	2.3	1.2	1.2	1.7	0.4	1.3	0.8	0.5	1.2	0.1	0.0
Commercial Activity	2.0	1.5	1.9	1.4	0.3	1.7	0.9	0.1	1.0	0.9	0.0	0.0	1.9	0.0	0.3	1.9	1.9	1.4	0.0	0.0
Benthic Structures	1.3	0.5	1.6	1.7	0.1	0.5	2.1	1.6	2.2	1.9	1.6	1.4	1.5	0.0	1.0	0.9	0.8	0.9	0.0	0.4

Annexe 19. Exemple des questionnaires d'expertises issus des études de Halpern *et al.* (2008) et Korpinen *et al.* (2011). Les expertises sont moyennées et indiquées dans une matrice de correspondance comme ci-dessous.



Annexe 20. Diagramme de classe représentant le modèle de donnée mise en place pour le développement de SIMEX (C. Plumejeaud).

Chapitre tiré du livre “Scaling in ecology and biodiversity conservation” Henle *et al.* 2014

ISBN 978-954-642-7

Chapter: Conceptual framework and typology of drivers.

Authors: Pascal Marty, Jonathan Daeden, Raphaëlle Mouttet, Ioannis N Vogiatzakis, Raphaël Mathevet, Simon G. Potts and Joseph Tzanopoulos

1 INTRODUCTION

Climate change, land use change and biodiversity erosion can be considered as the major global changes. Their effects are intertwined and operate in every region of the world, from local to global scale. The need for the protection of biodiversity is universally acknowledged (Spangenberg 2007) and it has been the focus of extensive research by academic and non-academic scholars. Despite the repeated calls for action, and the targets agreed and signed up to in the Convention on Biological Diversity (CBD), biodiversity continues to be under constant threat. Apart from the hotspots identified by Myers et al (2000) land use changes and the related modifications of natural habitats generate threats for biodiversity at global level. The conservation of biodiversity is an extremely complex task that needs to take into account ecological, economic and social parameters as well as their interactions. Much of the ineffective conservation action at the past could be attributed to the traditional approach in ecological research that separated humans from nature (MEA 2005).

Biodiversity loss alters the resilience of ecosystems which has profound implications to the services that those ecosystems provide to humans (Chapin *et al.*, 2000). Responding to this, scientists are increasingly focusing their research on the analysis of Socio-Ecological Systems (Berkes *et al.*, 2003). A fundamental step in the analysis of Socio-Ecological Systems is the identification of the drivers of change that determine the status of ecosystems and their socio-ecological resilience (Folke *et al.*, 2007). In different Socio-Ecological-Systems, drivers of change do not operate exactly

in the same way and their possible associations are manifold. However, a more limited number of territorial contexts of anthropogenic drivers can be identified. A more precise knowledge about those contexts can be of interest for conservation policies. Different meanings have been attached to the concept of “driver of change” (Maxim *et al.*, 2009) depending on the conceptual framework of analysis. Despite the multiplicity of meanings, most of researchers agree that an analysis of drivers is imperative in order to derive policies that could alter the impact and intensity of human activities on ecosystems and therefore contribute towards biodiversity conservation. However, understanding drivers of change, their impacts and their relationship to decision making constitutes a major challenge for science and policy makers. The challenge is not only related to the context of the analysis *i.e.* identification and description of all relevant social-economic-cultural and environmental drivers, but it goes further to the understanding of the effects of those drivers on biodiversity through habitat quality and suitability.

Drivers of change, more particularly anthropogenic ones, operate at various scales which do not always fit the scales that organisms or even ecosystems function. Furthermore, policies and policy instruments are elaborated over multiple scales (*i.e.* administrative units) which do not always comply with the scales of anthropogenic processes and their related impact on Biodiversity. Therefore, the conservation of biodiversity requires the concurrent analysis of phenomena at multiple scales as well as interactions among them. To make things more complicated, the way drivers operate or appear over multiple scales is non-linear. Indeed, moving across scales, the intensity of a considered driver can change as well as its spatial distribution (*i.e.* its evenness). Thus their impact on biodiversity and its conservation is scale sensitive and scale is a fundamental dimension for analysing the way drivers of change may affect the conditions of the maintenance of biodiversity. Furthermore, in the context of the European Union, the same drivers may affect biodiversity in different ways.

Agricultural crisis for instance, may represent a possibility for the increase of little human-driven ecosystems in regions where intensive farming is strongly developed; on the contrary, agricultural abandonment may be a threat in other contexts where semi-natural habitats need agro-pastoral practices to be maintained.

In the SCALES project one of the objectives was to identify a coherent set of drivers of change that affect biodiversity conservation, taking into account their scale sensitivity. In this chapter we describe the method applied to identify and select those drivers.

2 METHODOLOGICAL ISSUES AND TERMINOLOGY

The first part of the work was a compilation of a list of the most important drivers that affect biodiversity and the identification of relevant indicators. This was achieved through an extensive literature review. The review included published work from scientific journals, databases and reports, on the drivers of environmental change and the impacts of policies on anthropogenic processes. This review has revealed a number of issues that needed to be addressed before the causal relationships between drivers and biodiversity can be examined.

Firstly, the framework of such an investigation had to be defined. The relationship among policies, drivers of change, anthropogenic processes and impacts on biodiversity must be clarified and organized into a conceptual framework. The literature review has shown that the boundaries between policies, drivers and processes are still unclear. For example, policies such as the Common Agricultural Policy or national forest policies are often regarded as drivers of environmental changes. On the other hand, many scholars argue that policies themselves are not drivers of change but a response of society to regulate anthropogenic processes. The DPSIR (Driver-Pressure-State-Impact-Response) framework, that was developed by

the Organization for Economic Co-operation and Development (OECD InterFutures Study Team, 1979) and adopted by the EEA (Gabrielsen & Bosch 2003), provides a conceptual organization and reporting tool of the broad causal relationships between drivers, impacts and responses and thus clearly separates and defines the role of policies as means to influence and regulate drivers of change (Fig. 1). Despite the criticism that this framework has received over the years (see Maxim *et al.*, 2009) it is generally accepted that it can capture and communicate effectively the relationships among drivers and policy development. According to this framework, political bodies (EU, member states, regional or local governments) elaborate policies in order to affect drivers of change and to avoid or mitigate negative impacts on biodiversity and ecosystems. Thus, policy development requires a sound understanding of drivers of change and their characteristics. Drivers of change operate in non-linear ways at various spatial, temporal and administrative scales and the efficiency of a policy to achieve its targets depends to a large extent on the degree of addressing scale issues during the design process. Furthermore, policies are implemented and adapted to multiple governance contexts and levels.

Building on the above considerations, in the SCALES project we consider policies as regulators and not as drivers of change. Thus, we took into account the drivers of change that relate to the anthropogenic and natural processes which affect biodiversity, rather than policies *per se*. Since scale sensitivity of drivers has to be taken into account in order to design scale-sensitive policies within multi-level governance, the aims of the present work was to provide a typology of drivers described by quantitative indicators available at various scales.

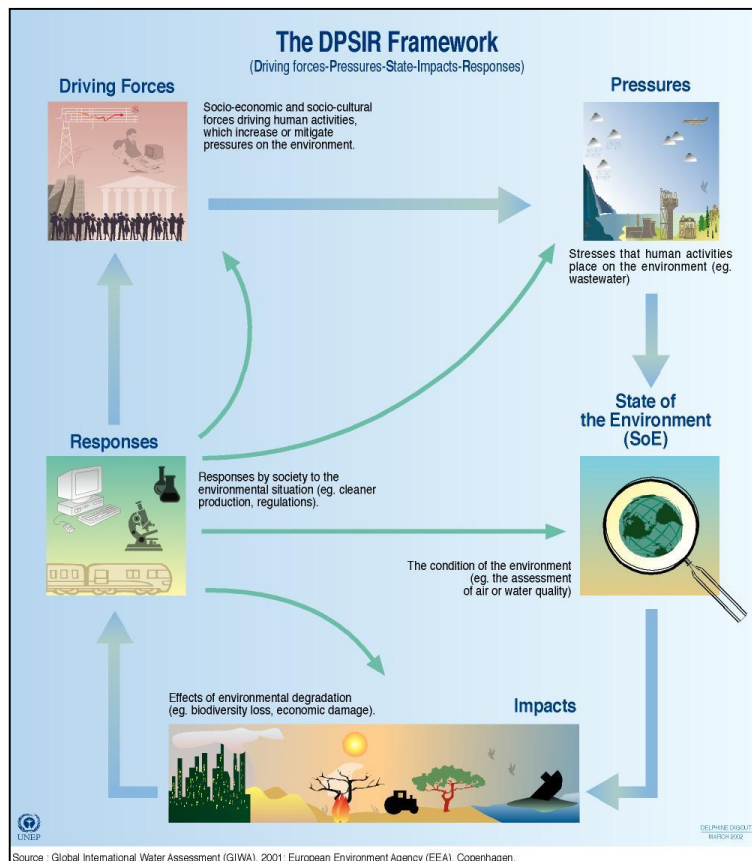


Figure 1: The DPSIR framework used by the EEA

The second issue that became apparent at the early stages of this review was that a diverse set of terms have been previously used to define drivers of change. This inconsistency in the terminology does not allow for a systematic comparison of the numerous studies on drivers of environmental change (for an extensive discussion on the inconsistency of terminology and the impacts of such a lack of clarity on the definition of drivers of change, see Anastasopoulou *et al.*, 2009).

The following two main approaches on defining drivers of change have been identified and are often used among researchers and practitioners:

- a) The **Millennium Ecosystem Assessment** (MEA, 2005, Figure 2) approach which uses the terms “direct” and “indirect” drives;
- b) The EEA approach which is linked to the **Driver-Pressure-State-Impact-Response** (DPSIR, see Figure 1) framework and use the terms “driving forces” and “pressures”.

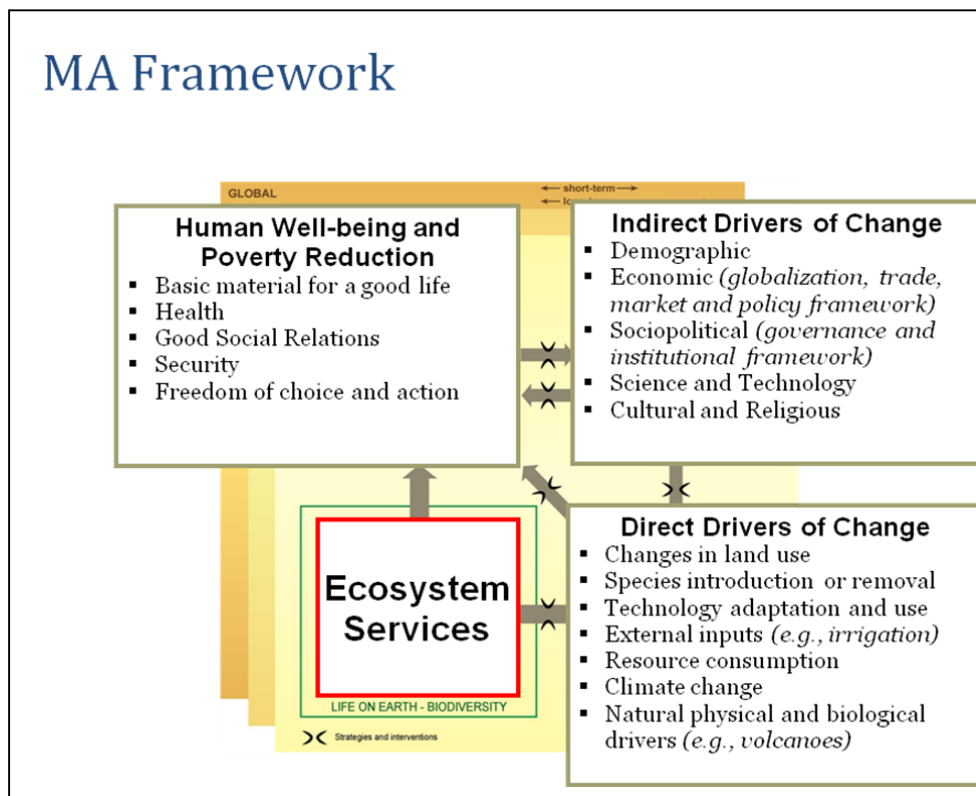


Figure 2: The MEA Framework linking indirect and direct drivers to human well-being

According to the MEA approach the definition of a driver is “any natural or human induced factor that directly or indirectly causes a change in an ecosystem”. The drivers are further divided into two categories:

- a) **Direct drivers** which have a direct impact on biodiversity;
- b) **Indirect drivers** whose impacts are more diffuse.

According to the EEA approach, the drivers are divided into “driving forces” and “pressures”. However, the meanings of these two categories are almost identical to that of MEA with “driving forces” corresponding to indirect drivers of change and “pressures” corresponding to direct drivers only. The EEA approach is linked to the DPSIR framework, and though this framework is a relevant tool for structuring communication between scientists and end users, it fails to deal efficiently with the relationships between complex environmental and socio-economic systems; the

framework rarely takes into consideration social and political aspects and is mainly based on the economic and environmental relationships only (Maxim *et al.*, 2009). Additionally, “pressures” is not a neutral term. It carries an implicit value and puts the emphasis on the negative impacts of human activity on ecological systems. Taking into consideration these points and to avoid further confusion, we concluded that for the SCALES project it would be more appropriate to adopt the MEA approach.

Furthermore, one should note the difference between the terms direct and indirect drivers vs. drivers related to anthropogenic and natural processes. Drivers related to anthropogenic processes can be both direct (*e.g.* urbanization) and indirect (*e.g.* GDP) although most of them are indirect while most drivers related to natural processes refer to direct drivers.

The third issue that needed to be addressed was directly related to topic of “scale”. Since one of the objectives in this report was to develop a scale sensitive typology of drivers, we also carried out an extensive literature review on the relationship among drivers and scales and relevant categorizations. Since we adopted the MEA approach to define drivers and their categories, we paid particular attention to the relevant scale issues as described in the MEA approach. According to the MEA Multi-scale Assessments, there are two aspects of scales that must be taken into consideration for the categorisation of the drivers:

- a) The scale at which the driver operates;
- b) The scale at which humans can change the driver.

The MEA Multi-scale Assessments uses the second aspect and it categorizes the drivers as:

- a) **Exogenous:** “Drivers that cannot be altered by a decision-maker at a certain scale, but influence his/her decisions, are called exogenous drivers”
- b) **Endogenous:** “Defined as the drivers that the decision-maker at a particular scale can influence” (MEA, 2003).

Despite the interest of this categorisation it is not easily applicable since the assignment of a driver in one of the two categories is not always possible (*e.g.*

urbanisation may seem an endogenous driver at regional level, but it may be determined by decisions at national level). Therefore, our approach is based on the first aspect of scales, the scale at which a driver operates.

3 IDENTIFYING COMMON DRIVERS AND ASSOCIATED INDICATORS

Major indirect drivers used in many assessments are often divided into five categories: demographic, economic, socio-political, science and technology, and cultural and religious (Figure 3; Burgi *et al.*, 2004). On the other hand, the direct driver, are primarily physical, chemical and biological. They include but are not restricted to land conversion, plant nutrient use, water stress, pollution, mining, as well as biological invasions, climate change and natural disasters (Figure 3; Salafsky *et al.*, 2008; Spangenberg, 2007; Forester & Machlis, 1996).

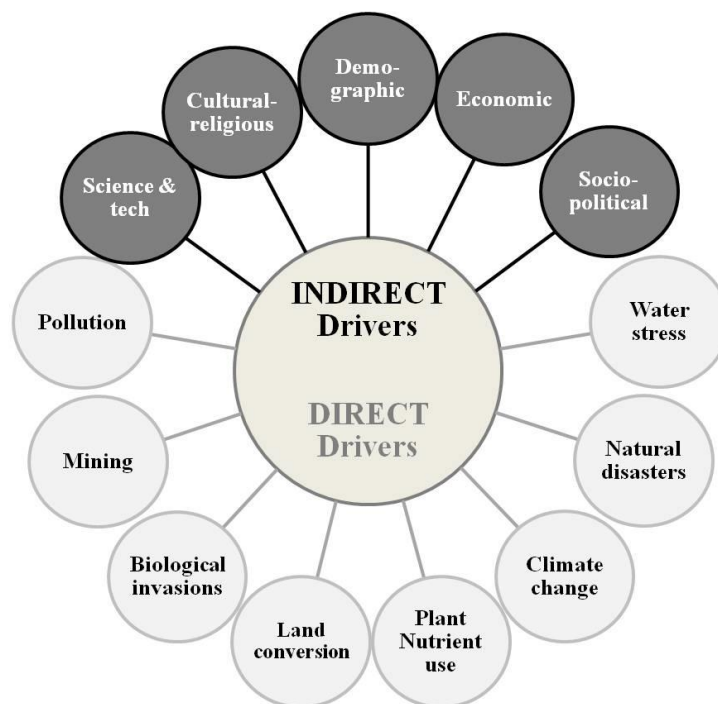


Figure 3. Common indirect and direct drivers of biodiversity change

Taken together, these drivers underpin broad concepts that can be addressed in multiple ways. They can be described by indicators in order to simplify the complexity by focusing on relevant aspects for which data is available (Smeets *et al.*, 1999). For example, Land Conversion is a direct driver with high complexity given its multiple and often contrasting impact on biodiversity; indicators that describe and enable the quantitative assessment of Land Conversion (such as Deforestation, Afforestation, Reforestation, Desertification, Agricultural Conversion, Urbanization) can simplify the complexity of this driver and facilitate monitoring and policy development to address its impacts. Thus, indicators allow the supply of relevant information, and set a basis for dialogue. This is particularly true with regard to policy development or priority setting. As environmental indicators are of high relevance for international cooperation, their number and diversity have been growing in recent years (Piorr, 2003). For drivers of biodiversity change, several international organizations have been, directly or indirectly, interested in the definition of indicators related to the issue. Some broad databases may also provide associated metrics. From this perspective, we propose a non-exhaustive list of relevant indicators based on an extensive literature review. It is presented in Table 1 and Table 2 (see chapter “Scaling of drivers of changes across administrative levels “) for indirect drivers and direct drivers respectively.

Among common sources of indicators are the United Nations Commission on Sustainable Development, the Food and Agriculture Organization of the United Nations, the United Nations Millennium Development Goals, the Organisation for Economic Cooperation and Development, the European Environment Agency, the European Commission and especially the Eurostat database, as well as EU funded projects such like ESPON (European Observation Network for Territorial Development and Cohesion). As a result, the established list is substantial with more

than a hundred indicators. Nevertheless, the availability of data at lower levels, a prerequisite for the carrying out of studies dealing with the perception of drivers across administrative levels, has significantly reduced the number of indicators which are available for practical application. For instance, EUROSTAT provides data on land under irrigation at NUTS³⁷ level 3 whereas no data is available at that scale for land under organic farming.

4 DISCUSSION

Once adopted a framework for the identification of drivers of biodiversity change, the issue of data availability is still to be dealt with. If the main EU data-bases allow getting information at all NUTS level for direct and indirect drivers, data are still scarce for some categories of indirect drivers. Because of the lack of a survey on attitudes toward biodiversity in Europe, our work addressed the issue of indirect drivers like socio-political factors, cultural-religious factors or science and technology with the available indicators. If (or when) future research infrastructure provide data from long term surveys on the ways European citizen relate and care for nature and biodiversity, it will allow scientists to deal with indirect cultural drivers in a more satisfying way.

If socio-economic data are selected as drivers they are supposed to have an effect on biodiversity and natural habitats. At that stage, based on the available literature, we selected a set of drivers whose effect is considered as important in conservation science. However, policy-makers may want, from a local to EU perspective, to know

³⁷ NUTS stands for Nomenclature of territorial units for statistics. It is a hierarchical system for dividing up the economic territory of the EU for the purpose of collecting statistics for socio-economic analysis as well as framing EU regional policies (http://epp.eurostat.ec.europa.eu/portal/page/portal/NUTS_nomenclature/introduction)

more precisely what type of impact a driver may have on biodiversity and habitat suitability. As precise studies can be carried out only on a limited number of species or habitats and necessarily through a limited number of field studies, two alternative ways exist to link a driver to an effect. The first one is modelling, as done, for instance by Green *et al.* (2004) who provided a theoretical framework widely used and discussed. The other solution is to collect expert advice and opinion through a wide survey, using internet-based collaborative tools allowing a high number of persons interested in sharing their knowledge on biodiversity to select habitats and geographical regions and to provide their expertise. These methods are based on the principles of crowdsourcing and public participation (Seltzer and Mahmoudi 2013).

Eventhough all the effects of the selected drivers are not precisely identified throughout EU, analysing and mapping them at various scales provides information of interest both for science and policy. First (see chapter “Scaling of drivers of changes across administrative levels” and Tzanopoulos et al 2013) it allowed to understand how and to what extent those drivers were scale-sensitive. Other information may be given by the way the drivers overlap in the EU territories. These different patterns of overlapping may define biodiversity management local to regional contexts. This is particularly important at a time when a challenge in EU policies is to integrate different sectorial policies and to “ecologize” them.

The EU territory is structured by member state borders and, at lower scales, by administrative scales. It was not possible to conduct a trans-boundary analysis of the scale sensitivity of drivers of biodiversity change in the SCALES project. However, maps (chapter “Scaling of drivers of changes across administrative levels”) show that drivers are highly sensitive to state or administrative borders. Furthermore, regional administrative or State borders may cross homogeneous landscapes. But different administrations may adopt different policies and set different priorities (Henle *et al.* 2010). As emphasised by several intellectual schools in management of biodiversity

(Mc Ginnis 1999), policies should try to minimize the contrasts due to political or administrative borders.

5 CONCLUSION

Based on an extensive literature review, the conceptual framework adopted in the SCALES project for analysing the scale sensitivity of anthropogenic drivers of biodiversity change, allowed selecting a set of direct and indirect drivers and, for each of them, an indicator available at different scales. This conceptual framework was also a way for clarifying notions and terms (pressures, drivers, impacts) often used in the literature in a confusing way.

6 LITERATURE CITED

- Anastasopoulou, S., Chobotova, V., Dawson, T., Kluvankova-Oravska, T., Rounsevell, M. (2009). Identifying and assessing socio-economic and environmental drivers that affect ecosystems and their services, report project RUBICODE,
- Berkes, F., Colding, J., Folke, C, eds (2003). Navigating Social-Ecological Systems: Building Resilience for Complexity and Change, Cambridge University Press.
- Burgi, M., Hersperger, A.M., & Schneeberger, N. (2004). Driving forces of landscape change - current and new directions. *Landscape Ecology*, 19, 857-868.
- Chapin, F. S., Zavaleta, E. S., Eviner, V. T., Naylor, R. L., Vitousek, P. M., Reynolds, H. L., Hooper, D. U., Lavorel, S., Sala, O. E., Hobbie, S. E., Mack, M. C. & Diaz, S. (2000). Consequences of changing biodiversity. *Nature*, 405, 234-242.
- Folke, C., Pritchard, L., Berkes, F., Colding, J. & Svedin, U. (2007). The problem of fit between ecosystems and institutions: Ten years later. *Ecology and Society*, 12.

- Forester, D.J., & Machlis, G.E. (1996). Modeling human factors that affect the loss of biodiversity. *Conservation Biology*, 10, 1253-1263.
- Gabrielsen, P., Bosch, P. (2003). *Environmental Indicators: Typology and Use in Reporting*. European Environment Agency (EEA). Internal working paper
- Green R.E., Cornell S. J., Scharlemann J.W., Balmford A., 2005. Farming and the Fate of Wild Nature, *Science* 307:550-555
- Henle K. *et al.* 2010. Securing the Conservation of Biodiversity across Administrative Levels and Spatial, Temporal, and Ecological Scales – Research Needs and Approaches of the SCALES Project, *GAIA - Ecological Perspectives for Science and Society*, 19: 187-193
- Maxim, L., Spangenberg, J. H. & O'Connor, M. (2009). An analysis of risks for biodiversity under the DPSIR framework. *Ecological Economics*, 69, 12-23.
- Mc Ginnis M. V. 1999. *Bioregionalism*, New York, Routledge, 233 p.
- MEA (2003). *Ecosystems and Human Well-Being: A Framework for Assessment*, Island press
- MEA (2005). *Ecosystems and Human Well-Being: Current Status and Trends*, Cambridge University Press
- Myers *et al.* 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities, *Nature* 403, 853-858
- OECD InterFutures Study Team (1979). *Mastering the Probable and Managing the Unpredictable*. Organisation for Economic Co-operation and Development and International Energy Agency, Paris.
- Piorr, H.P. (2003). Environmental policy, agri-environmental indicators and landscape indicators. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 98, 17-33.
- Salafsky, N., Salzer, D., Stattersfield, A.J., Hilton-Taylor, C., Neugarten, R., Butchart, S.H.M., Collen, B., Cox, N., Master, L.L., O'Connor, S., & Wilkie, D. (2008). A standard lexicon for biodiversity conservation: Unified classifications of threats and actions. *Conservation Biology*, 22, 897-911.

- Seltzer E., Mahmoudi D., 2013. Citizen participation, open innovation and crowdsourcing.Challenges and opportunities for planning, *Journal of Planning Literature* 28: 3-18
- Smeets, E., Weterings, R., Bosch, P., Büchele, M., & Gee, D. (1999). Environmental indicators: typology and overview. EEA Tech. Rep. 25, 1–19.
- Spangenberg, J. H. (2007). Biodiversity pressure and the driving forces behind. *Ecological Economics*, 61, 146-158.
- Tzanopoulos, J., Mouttet, R., Letourneau, A., Vogiatzakis, I.N., Potts, S.G., Henle, K., Mathevet, R., Marty, P. (2013) Scale sensitivity of drivers of environmental change across Europe. *Global Environmental Change*, 23(1): 167-178

Analyse des pressions anthropiques sur l'environnement littoral européen et français

La gestion et la conservation des littoraux exigent la synthèse de données géographiques sur la répartition et l'intensité des activités humaines et sur le cumul de leurs impacts sur les écosystèmes côtiers marins et terrestres. Actuellement, à l'échelle du littoral européen ou français, peu d'études offrent une vision globale des risques sur les habitats terrestres et marins. Comment s'y répartissent les pressions humaines sur la biodiversité ? Comment mieux définir le système littoral et ainsi améliorer la gestion de ce territoire ?

À l'échelle européenne, à l'aide de 24 pressions anthropiques issues d'EUROSTAT sur une classification NUTS, nous avons découpé le littoral terrestre européen en bandes de 10 km jusqu'à une limite de 100 km et identifié la répartition et l'intensité relative des pressions sur les environnements côtiers. Nous avons ainsi montré que la grande majorité des pressions se situent directement sur le trait de côte et les 30 premiers kilomètres, puis diminue fortement jusqu'à la limite des 100 km. Ce découpage du littoral européen nous a aussi permis, à l'aide d'analyses factorielles des correspondances couplées à de la classification hiérarchique ascendante, de diviser les territoires littoraux en 4 groupes cohérents présentant les mêmes pressions et intensités relatives à l'échelle de l'Europe. À l'échelle française, nous avons également développé un modèle spatial pondéré par direx d'experts basé sur la géolocalisation de 15 pressions anthropiques pour 81 habitats biophysiques marins et terrestres présents sur les littoraux français métropolitains. L'information est synthétisée sous la forme de score appliqué à un maillage composé de 26000 cellules de 25 km². Cette méthode de scoring cumulative, dans un modèle additif des impacts anthropiques, nous montrent les aires à risques à la fois sur le territoire marin et terrestre. Encore une fois, les zones les plus affectées par les perturbations humaines sont les plus proches du littoral. *A contrario*, les zones les moins affectées sont celles avec une bathymétrie forte et celles avec une élévation importante. Nous avons finalement développé un site web participatif qui comporte de la SIG intégrée pour permettre la collecte et la diffusion de l'analyse de ces pressions anthropiques sur la France métropolitaine en suivant notre modèle additif et permet à des échelles plus locales de restituer notre analyse à tout type d'utilisateur.

Au final, peu de zones ne sont pas affectées par les activités humaines (0,1%) et au contraire, une fraction importante présente de très forts risques (4,8%). Les risques sont de plus en plus forts en se rapprochant du trait de côte. Ces analyses et les cartes développées sont des outils permettant de mieux comprendre les enjeux de conservation pour la mise en œuvre d'une gestion des socio-écosystèmes littoraux et permettront de mieux cibler les priorités dans la conservation de notre territoire à échelle continentale, nationale ou locale.

Mots-clefs : Littoral, pressions et impacts anthropiques, biodiversité, environnement côtier, dynamique spatiale.

Analysis of anthropogenic pressures on the French and European coastal environment

Coastal management and conservation require the synthesis of geographic data on the distribution and intensity of human activities and their combined impacts on marine and terrestrial coastal ecosystems. Currently, across the European or French coasts, few studies provide a global view of risks on terrestrial and marine habitats. How are human pressures on biodiversity distributed? How to define the littoral system and thus improve management of this territory?

At the European level, using 24 human pressures from EUROSTAT across the NUTS classification, we cut the European coasts in strips of 10 km to a limit of 100 km and identified the distribution and relative intensity pressures on coastal environments. We have shown that the great majority of the pressures occurs directly on the coastline and in the first 30 kilometers, then decreases sharply to the limit of 100 km. This division of the European coasts has also allowed us to use factorial correspondence analyses coupled with a hierarchical cluster analysis to divide the coastal territories in 4 coherent groups with the same pressures and relative intensities across Europe. At the French level, we have also developed a spatial model weighted by expert opinions based on geolocation of 15 human pressures on 81 marine and terrestrial biophysical habitats present on the metropolitan French coasts. The information is synthesized in the form of impact score applied to a mesh composed of 26000 cells (25 km²). This method of cumulative anthropogenic impacts scoring in an additive model shows areas with higher risks on both the marine and land territory. Again, the most affected areas by the human disturbances are close to the coast. Conversely, the least affected areas are those with a strong bathymetry and those with a significant elevation. We finally developed a participatory website that includes integrated GIS that allows the collection and dissemination of analysis of these human pressures on France following our additive model and allows at more local scales to return our analysis from any type of user.

In the end few areas are not affected by human activities (0.1%) and a rather large fraction present very high risk (4.8%). The nearer the coastline, the more the risks are high. These analyses and maps are tools that give better understanding of conservation issues for the implementation of a socio-ecosystems coastal management and that will target the priorities in the conservation of our territories at a continental, national or local scale.

Keywords: Littoral, anthropogenic pressures and impacts, biodiversity, coastal environment, spatial dynamics.