

ÉTUDE DIACHRONIQUE DE L'IMPACT D'UNE DIGUE SUR SON ENVIRONNEMENT : LE BELTRINGHARDER KOOG EN FRISE DU NORD, ALLEMAGNE

Alexandra Silinski

*University of Antwerp, Dept of Biology, Research Group on Polar Ecology, Limnology and Geomorphology, Campus Drie Eiken, C 0.30, Universiteitsplein, 1, 2610 Wilrijk, Belgium
E-mail: a.silinski@yahoo.com*

Résumé

Une partie de la Mer des Wadden de la Frise du Nord (Allemagne du Nord) a été étudiée en vue de déterminer l'impact environnemental d'une digue achevée en 1987 et coupant plus de 3.000 ha de wadden de l'influence régulière des marées. Deux études diachroniques ont été menées sur base de cartes bathymétriques (1959, 1986 et 2007) et d'images satellitaires SPOT multispectrales couvrant les années 1986 à 2007. La première étude a montré que l'extension des chenaux de marée se trouvant à proximité de la digue a été réduite suite à la diminution de leur bassin versant. La deuxième étude concernait l'évolution de la végétation du polder du Beltringharder Koog. La végétation pionnière naturelle des prés salés y a été progressivement remplacée par une végétation glycophile. Cette évolution, ou succession écologique, a pu être mise en évidence sur base des images satellitaires SPOT à l'aide de classifications et d'un index de végétation, le PVI.

Mots-clés

Polder, chenaux de marée, endiguement, Frise septentrionale, évolution écologique

Abstract

A part of the North Frisian Wadden Sea (Northern Germany) has been chosen as study area: Bathymetrical maps (1959, 1986 and 2007) and multispectral SPOT satellite images covering the period from 1986 to 2007 were studied in order to determine the environmental impact of a major dike construction, completed in 1987, cutting off more than 3.000 ha of salt marshes and tidal flats from the natural tidal influence. The first study showed that the erosion of the tidal channels in proximity of the embankment has diminished significantly after the completion of the dike, which can be attributed to the reduction of their watershed. The second study aimed at the evolution of the vegetation after the embankment. The natural pioneer vegetation of the salt marshes has been progressively replaced by glycophile vegetation. This evolution – known as ecological succession – was evidenced through classification and the use of a perpendicular vegetation index (PVI) applied to SPOT satellite images.

Keywords

Polder, tidal channel, embankment, northern Friesland, ecological evolution

1. INTRODUCTION

Longeant le bord méridional de la Mer du Nord, la Mer des Wadden constitue un paysage extraordinaire et unique au monde. Elle s'étire sur une longueur de 450 km de Den Helder aux Pays-Bas jusqu'à Esbjerg au Danemark (Heydemann 1980). Formé de vastes étendues de vasières intertidales, ce paysage holocène est abrité de l'influence directe de la Mer du Nord par le chapelet des îles de la Frise (fig. 1).

Les wadden et les prés salés que l'on trouve le long de la côte constituent, par leur diversité biologique et le nombre important d'espèces animales et végétales qu'ils abritent, un écosystème de grande valeur au niveau global, ce qui leur a valu d'être classés comme Patrimoine Naturel Mondial de l'UNESCO en juin 2009.

Une partie de la Mer des Wadden, sur la côte occidentale du *Land* allemand du Schleswig-Holstein, a été choisie

comme région d'étude (fig. 1 et 2) pour un travail de fin d'études réalisé sous la direction d'A. Ozer en 2008. Nous en présentons ici une partie des résultats. Cette région a subi de nombreux changements depuis le Pléistocène et son paysage a encore été entièrement remanié au cours du Moyen Âge suite à une série de raz-de-marée dévastateurs. L'homme a pour sa part modifié la côte de la Frise du Nord selon ses besoins et a développé au cours du dernier millénaire une ingénierie de défense côtière qui a mené à une fixation complète du trait de côte sur plusieurs centaines de kilomètres. Une des dernières grandes interventions humaines dans la région fut la construction d'une digue, achevée en 1987, coupant plus de 3.000 ha de slikkes et de schorres de l'influence de la mer et créant ainsi le Beltringharder Koog, ou polder de Beltringharde (fig. 2 et 3). La digue et le polder représentent l'un des plus grands ouvrages de défense côtière en Allemagne.

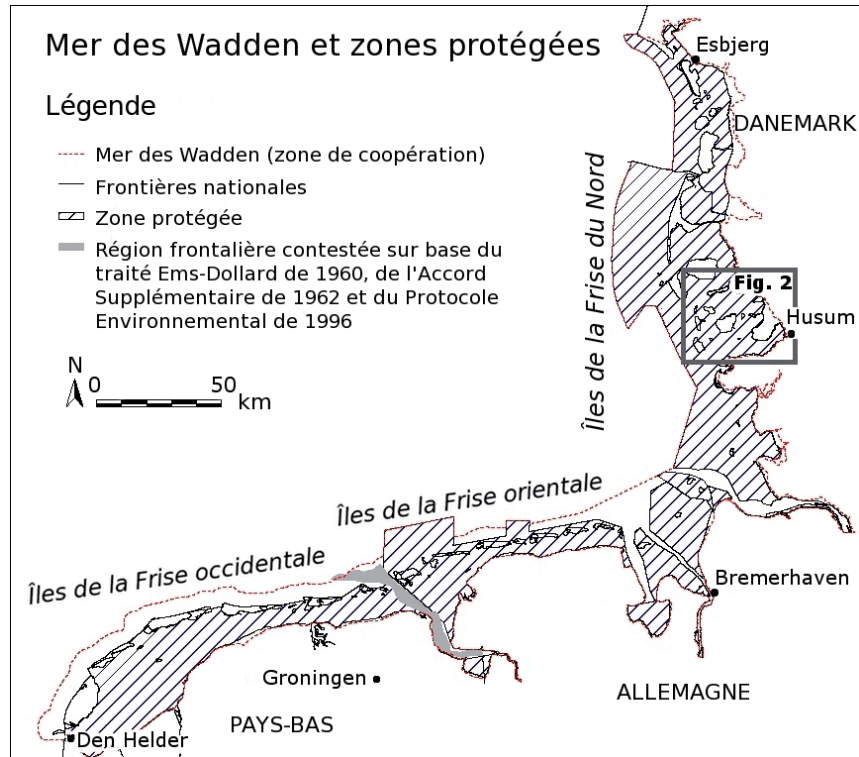


Figure 1. La Mer des Wadden et les zones protégées (modifié d'après www.waddensea-secretariat.org/trilat/area/area.html).

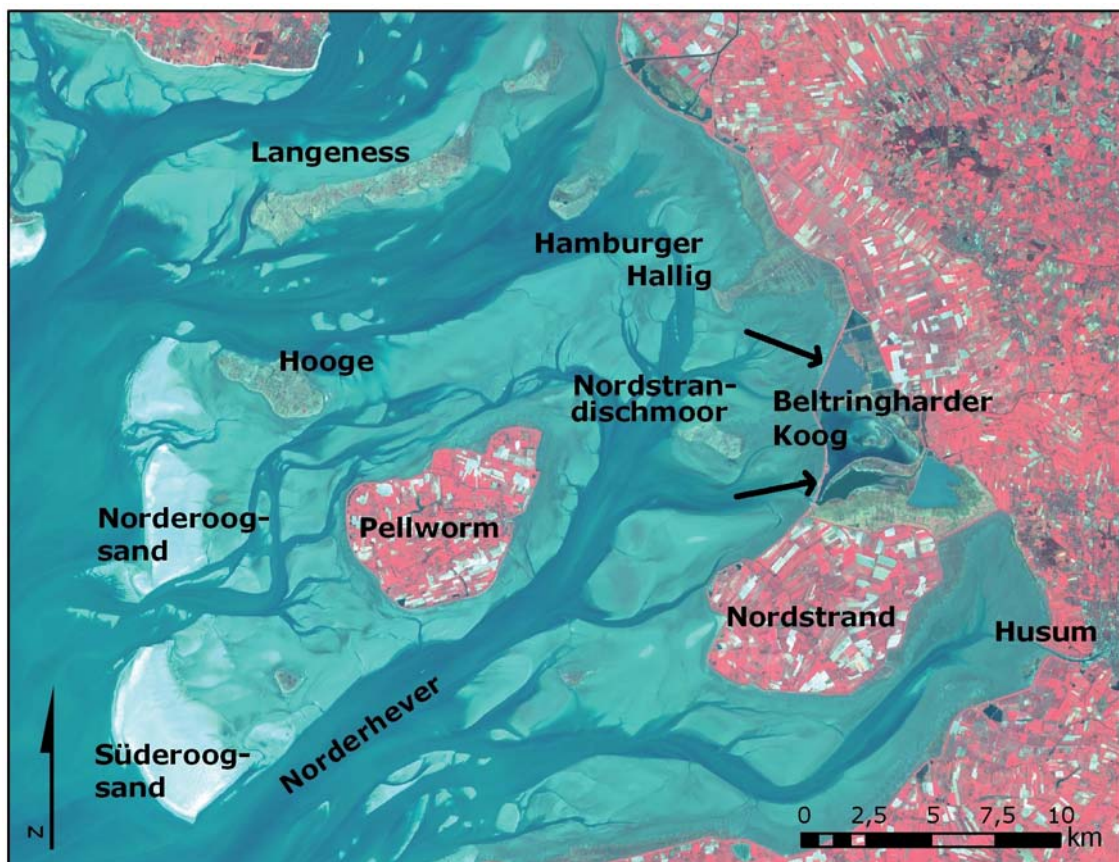


Figure 2. Localisation de la zone d'étude en Frise du Nord. On distingue les îles, les chenaux de marée et les surfaces intertidales constituant la Mer des Wadden. La digue est indiquée par les deux flèches (image modifiée d'après l'image SPOT4 XS du 27.3.2007).

Nous présentons ici deux aspects de l'impact de cette digue sur la région : tout d'abord, l'évolution des chenaux de marée coupés par la digue sera retracée sur base de l'analyse de cartes bathymétriques. Ensuite, une seconde étude analysera la succession écologique constatée au sein du polder après l'achèvement de la digue en 1987. Elle s'appuiera sur une série d'images SPOT multispectrales et se fera à l'aide de classifications et d'un indice de végétation (*perpendicular vegetation index*, ou *PVI*). Notre objectif est donc de généraliser, grâce à la télédétection, l'évolution végétale observée localement sur le terrain.

2. LE BELTRINGHARDER KOOG : LA DÉFENSE CÔTIÈRE AU SERVICE DE L'ENVIRONNEMENT

Le Beltringharder Koog est constitué d'environ 3.350 ha de terres gagnées sur la mer dans l'ancienne Baie de Nordstrand. Il est situé au nord de la presqu'île de Nordstrand, à quelques 10 km au nord-ouest de la ville de Husum (fig. 2). Le terrain endigué faisait anciennement partie de la Mer des Wadden sur la côte occidentale du Schleswig-Holstein, et notamment d'une partie très précieuse de celle-ci qui présentait tous les habitats caractéristiques de son écosystème. En raison de cette valeur écologique, le projet dut faire face à une opposition surtout du côté des écologistes. Pour les responsables de la défense côtière par contre, la mise en place de la digue était indispensable: des expertises avaient prédit que le chenal de marée Norderhever emporterait encore au moins 48.10^6 m³ de sédiments avant de trouver son équilibre (Partensky et Schwarze 1980) et il constituait donc une menace pour la stabilité des Wadden (fig. 2 et 3, Hass *et al.* 1999). La digue prévue, complétée par d'autres mesures, visait à diminuer le bassin versant du Norderhever et à réduire par conséquent le volume d'eau de marée empruntant ce chenal d'environ 40.10^6 m³ par marée. On prévoyait ainsi que l'érosion des Wadden et l'incision par le Norderhever s'atténueraient et qu'un équilibre serait plus rapidement établi (Saggau et Stadelmann 1988). De plus, l'ancienne digue ne convenait plus aux exigences

de la défense côtière moderne et devait être remplacée par une nouvelle construction. En coupant à travers la baie, la longueur de la digue était diminuée de presque 50%, entraînant non seulement une diminution des frais d'entretien mais également un risque réduit de rupture lors d'un raz-de-marée.

Néanmoins, comme les ingénieurs côtiers ne pouvaient pas ignorer la valeur écologique de la baie, un compromis entre protection de l'environnement et défense côtière fut trouvé et mis en place: contrairement aux habitudes locales, les terres gagnées n'ont pas été mises à disposition de l'agriculture mais des biotopes variés y ont été aménagés afin de compenser au mieux les pertes écologiques survenues lors de l'endiguement. Trois grandes zones d'aménagement se distinguent à l'intérieur du Koog (fig. 4):

- la zone de prairies humides (pâturage extensif) au nord-est
- la lagune artificielle au centre du Koog
- la zone de succession écologique au sud.

La lagune a été aménagée dans le but de maintenir, au moins sur une partie du polder, les conditions naturelles de la baie: l'eau de mer y a accès, entrant et sortant au rythme des marées par deux écluses insérées dans la digue. On espérait ainsi à terme voir la faune et la flore typiques des wadden s'y installer.

Du point de vue écologique, ces aménagements ont été couronnés de succès: en 1992, cinq années seulement après la fermeture de la digue, une grande partie du Beltringharder Koog a été mise sous protection environnementale, démontrant sa valeur écologique. Bien que d'origine anthropique, ce polder est à l'heure actuelle la plus grande réserve naturelle du Schleswig-Holstein sur terre ferme. Il constitue une zone importante pour la protection des oiseaux selon la directive correspondante de l'Union Européenne (ZICO) et satisfait aux critères de la directive Habitats Faune Flore de 1992.

Ceci montre qu'un compromis intéressant a été trouvé et que la défense côtière et la protection environnementale ne s'excluent pas forcément.

3. PRÉSENTATION DES DONNÉES ET PRÉ-TRAITEMENTS

3.1. Les cartes bathymétriques

L'Administration fédérale de la Navigation et de l'Hydrographie (BSH) a mis à notre disposition des cartes bathymétriques de 1959, 1986 et 2007 qui couvrent la zone entre la Baie de Nordstrand et l'île de Pellworm (fig. 2). Ces cartes nous ont permis de cartographier les chenaux de marée et d'en observer l'évolution après la mise en place de la digue en 1987.

La systématique du répertoire des cartes bathymétriques ayant changé à plusieurs reprises au cours des cinquante dernières années, les cartes bathymétriques dont nous disposons n'ont pas le même identifiant. Les cartes à notre disposition sont:

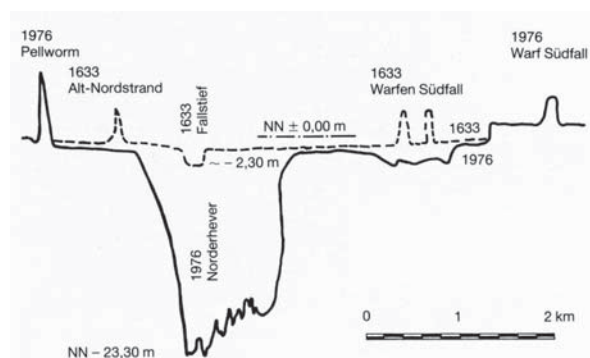


Figure 3. Evolution du profil du chenal de marée Norderhever de 1633 à 1976 (modifié d'après Saggau et Stadelmann 1988).

- 1959: N23, Nordsee, NorderHever, 1 : 25.000^{ème}
 - 1986: D0409, Nordsee, Norderhever, 1 : 20.000^{ème}
 - 2007: L14181, Pellworm, 1 : 25.000^{ème}
- Elles nous ont été fournies sous format numérique et

sont toutes représentées dans le système de coordonnées géographiques de Gauss-Krüger, zone 3, matérialisé par un carroyage superposé aux cartes grâce auquel le géoréférencement se fait aisément.



fond de carte : image SPOT 4 (PAN), 2007

Figure 4. Aménagement du Beltringharder Koog. 1. Pré salé. 2. Prairie humide. 3. Zone sauvage. A. Lüttmoorsee (eau douce). B. Holmersee (eau douce). C. Bassin de rétention (eau douce). D. Lagune artificielle et surfaces de wadden (eau de mer). Digues: trait noir continu: nouvelle digue de 1987; traits noirs discontinus: digue intérieure; trait gris continu: levée; trait d'axe gris: ancienne digue.

3.2. Les images satellitaires - Corrections géométrique et radiométriques

Nous avons utilisé cinq images SPOT multispectrales, respectivement datées des 27 juin 1986, 11 avril 1993, 23 septembre 2000, 21 mars 2003 et 27 mars 2007. Leur résolution spatiale est de 20 mètres et elles ont été acquises dans le cadre du programme OASIS du CNES. L'image la plus ancienne a été prise juste avant l'achèvement de la digue et la plus récente vingt ans plus tard. Dans l'analyse diachronique de la végétation, nous avons dû nous satisfaire de la résolution temporelle assez grossière que nous permettait ce jeu d'images et aussi tenir compte du fait qu'elles ont été prises en diverses saisons.

Le géoréférencement des images SPOT, fournies en coordonnées géographiques dans le système WGS

1984, est réalisé par projection (*Nearest Neighbour*) en Gauss-Krüger, Zone 3 ('*alte Bundesländer*').

La correction radiométrique des images a été effectuée en deux étapes. Premièrement, nous les avons corrigées des effets instrumentaux par une conversion du code numérique en luminance (Mather, 1999):

$$L_{\text{sat}} = \frac{\text{CN}}{G} + O$$

où L_{sat} = luminance au satellite [$\text{W} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{sr}^{-1}$], CN = code numérique, valeur des pixels variant de 0 à 255, G = gain [$\text{W}^{-1} \cdot \text{m}^2 \cdot \text{sr} \cdot \mu\text{m}$], suivant les métadonnées fournies avec l'image, et O = offset [$\text{W} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{sr}^{-1}$], généralement égal à zéro pour les images SPOT.

Cette correction doit être effectuée pour chaque bande indépendamment car la valeur du gain diffère suivant la bande spectrale considérée.

Ensuite, les images ont été soumises à une correction des effets atmosphériques à l'aide du modèle DOS (Song *et al.*, 2001):

$$L_{\text{sat}} = L_p + \frac{\rho F_d T_v}{\pi(1 - s\rho)}$$

où L_p = partie de la luminance finale résultant des effets atmosphériques («*haze*»), T_v = transmittance atmosphérique entre cible et capteur, dépendant notamment de l'angle d'observation, s = fraction du rayonnement dirigé de la surface terrestre vers le capteur qui est interceptée par l'atmosphère et réfléchi vers la Terre, ρ = réflectance de la surface et F_d = éclairement (irradiance) de la surface.

Après simplification, cette équation fournit:

$$\rho = \frac{\pi(L_{\text{sat}} - L_p)}{E_0(\cos\theta_z)^2}$$

où E_0 représente la constante solaire exo-atmosphérique exprimée en $[W.m^2.\mu m^{-1}]$. Elle dépend de la distance terre-soleil au moment de la prise de vue et varie en fonction de la longueur d'onde de la bande spectrale considérée.

Les valeurs adimensionnelles des pixels des images résultant de ce traitement représenteront approximativement la réflectance réelle des surfaces terrestres correspondantes.

4. L'IMPACT DE LA DIGUE DU BELTRINGHARDER KOOG SUR LES CHENAUX DE MARÉE

Dans cette section, nous retraçons l'évolution des chenaux de marée dans la Baie de Nordstrand, le *Butterloch* au nord et le *Holmer Fähre* au sud, tous deux affluents du Norderhever et se trouvant à proximité de la digue (fig. 5). Le chenal du Norderhever avait acquis une grande force érosive après les raz-de-marée dévastateurs du Moyen Âge. Depuis le raz-de-marée de 1634, il s'est incisé localement de plus de vingt mètres et s'est élargi d'environ 1 km (fig. 3). En réduisant fortement son bassin versant, la digue du Beltringharder Koog a rapproché le Norderhever de son état d'équilibre, limitant ainsi sa force érosive tant verticale que latérale.

L'évolution des chenaux de marée de la Baie de Nordstrand après la mise en place de la digue a été analysée grâce aux cartes bathymétriques, où nous avons identifié la limite entre la surface de wadden (vasière émergée à marée basse) et les chenaux de marée du *Butterloch* et du *Holmer Fähre*. La carte de 1986 ne reprend malheureusement pas les embranchements les plus fins des chenaux, limitant ainsi le suivi détaillé de l'évolution. Néanmoins, quelques tendances intéressantes peuvent être constatées sur base de la figure 5.

En 1959, le chenal de marée *Holmer Fähre* s'étirait jusqu'à l'ancienne digue où l'eau des rivières *Arlau* et *Jelstrom* se déversait par gravité dans la Mer du Nord (point 1, fig. 5). Après l'achèvement de la nouvelle digue et la diminution importante du bassin versant du chenal, celui-ci a subi un rétrécissement important au

niveau de l'écluse méridionale (*Holmer Siel*) insérée dans la digue (point 2, fig. 5) et jusqu'à 3 km en aval. On observe également que l'étendue et le nombre d'embranchements du bras septentrional du *Holmer Fähre* qui joint le *Lüttmoorsiel*, l'écluse septentrionale de la digue (point 3, fig. 5), ont diminué après l'endiguement. La même chose peut être constatée pour le *Butterloch* (point 4, fig. 5). Au niveau du point 5 (fig. 5), on constate un rétrécissement de l'embouchure de l'embranchement septentrional du *Holmer Fähre*, assez lent de 1959 à 1986 (~0,55 m/an) puis beaucoup plus rapide de 1986 à 2007 (~3 m/an). Ailleurs par contre (point 6, fig. 5), le *Holmer Fähre* s'est localement élargi d'environ 300 m entre 1959 et 1986, conformément aux prévisions des experts qui annonçaient que le *Norderhever* et ses affluents continueraient à éroder les *Wadden*. Entre 1986 et 2007 par contre, le chenal s'est rétréci d'environ 150 m à ce niveau.

En résumé, la figure 5 illustre bien l'évolution des affluents du *Norderhever* sur les cinquante dernières années et notre brève analyse montre le dynamisme hydrologique et morphologique important de cette région côtière: les chenaux sont en mouvement permanent, migrant, s'ajustant, et toujours en quête d'un profil d'équilibre qui ne sera jamais de longue durée. Les évolutions reprises par les points de la figure 5 montrent que l'aménagement de la digue semble avoir eu l'effet désiré: suite à sa construction, le bassin du *Norderhever* a été fortement réduit, entraînant une diminution de la force érosive et un rétrécissement global des chenaux de marée.

5. ANALYSE DIACHRONIQUE DE LA VÉGÉTATION DU BELTRINGHARDER KOOG

5.1. Introduction

Avant d'aborder l'analyse de l'évolution de la végétation à l'intérieur du *Beltringharder Koog*, il est nécessaire de connaître l'état de la végétation dans la Baie de Nordstrand avant son endiguement. On y trouvait alors environ 760 ha de prés salés continus, ce qui en faisait l'une des dernières grandes reliques de cet écosystème menacé en Allemagne du Nord (Hass *et al.* 1999; Reise 2005). Les prés salés de la Baie de Nordstrand constituaient pour de nombreux oiseaux indigènes et migrants un lieu de repos et de reproduction de grande importance. De plus, d'innombrables invertébrés sont adaptés aux prés salés et forment un élément indispensable dans la chaîne alimentaire de l'écosystème de la Mer des *Wadden* (Knauer 1980).

D'autre part, malgré l'importance attribuée aux prés salés de la Baie de Nordstrand, il convient de faire remarquer que leur origine n'était pas naturelle: ils s'étaient formés sur des terres gagnées par l'homme sur la mer, entrecoupées par des fossés de drainage (ce qui intervenait dans leur zonalité naturelle) et servaient de prairies pour un pâturage intensif par des moutons (Knauer 1980). Ainsi, la plante dominante était la puccinelle –

une plante des prés salés moyens alors que l'aster et le lilas maritime, plantes qui dominent généralement les prés salés naturels, étaient confinés à des zones très restreintes (Hass *et al.* 1999). Les prés salés étant un milieu extrême, pâturés par-dessus le marché dans le cas présent, il n'y existait que relativement peu d'espèces de plantes. Deux des 37 espèces identifiées (*Halimione portulacoides* et *Triglochin palustris*) se trouvaient sur

la liste rouge de l'Union internationale de la nature (UICN) (Wolfram *et al.* 1997).

Sauf pour la zone de la lagune où des marées artificielles ont été maintenues, la teneur en sel dans les sols a progressivement diminué dans l'entièreté du Koog après l'endigement. Ainsi, les conditions de vie extrêmes ont été adoucies, la végétation des prés salés a progressivement cédé la place aux glycophytes, c'est-

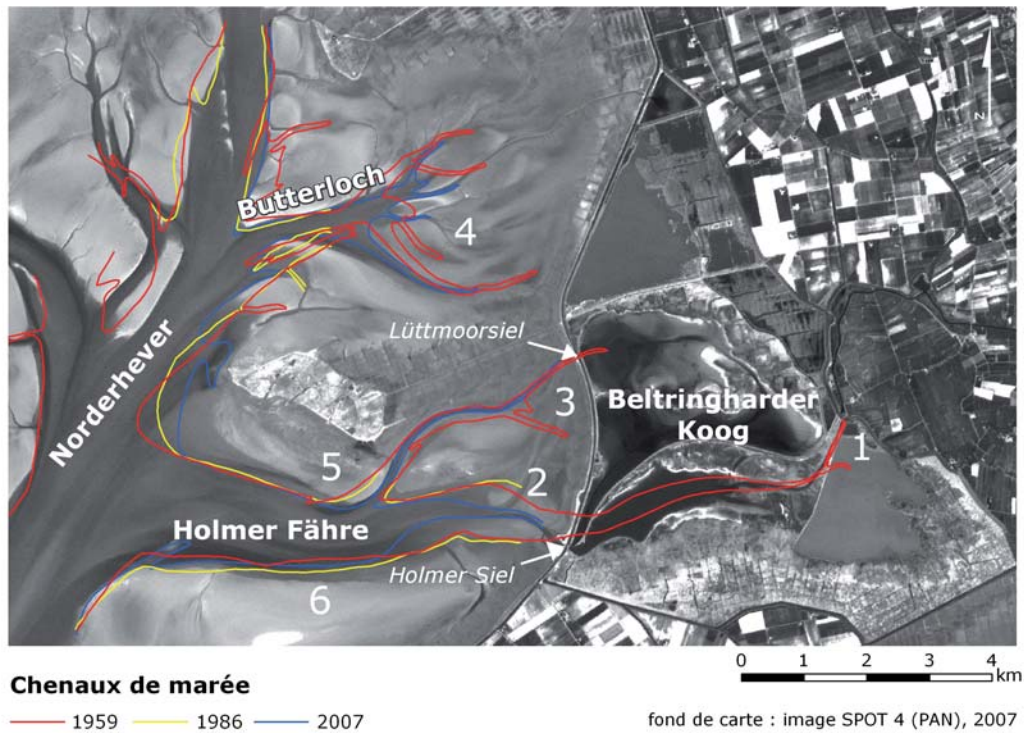


Figure 5. Évolution des chenaux de marée dans la Baie de Nordstrand avant et après la construction de la digue sur base de cartes bathymétriques. Les numéros localisent les endroits cités dans le texte.

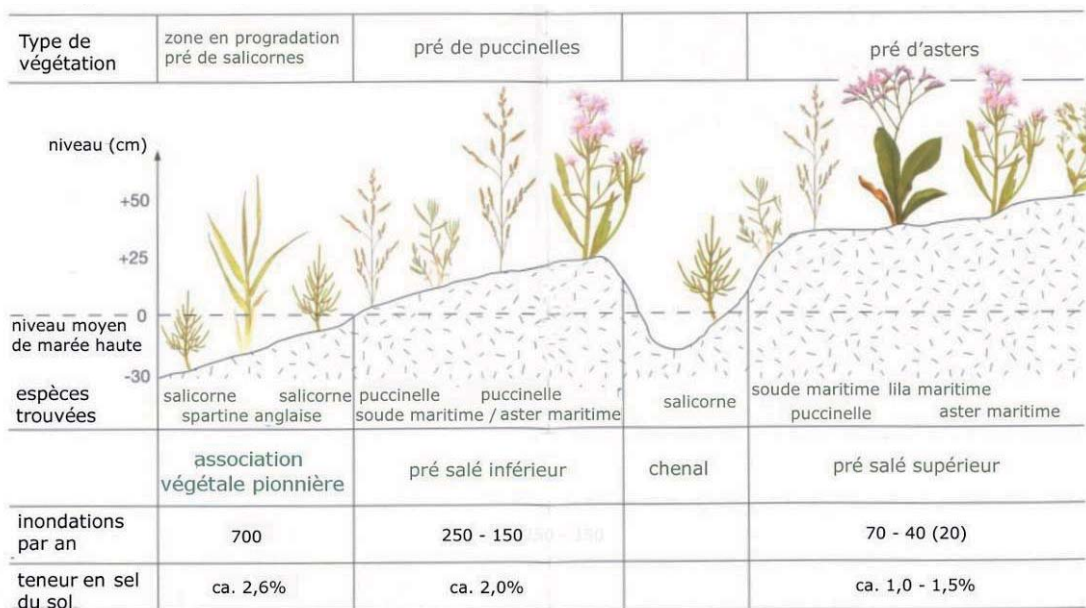


Figure 6. La succession écologique naturelle des plantes des prés salés en fonction de l'élévation par rapport au niveau moyen de la mer (modifié d'après NPS 2001).

à-dire à des plantes que l'on ne rencontre pas naturellement sur un substrat salin mais qui sont courantes dans l'intérieur du Schleswig-Holstein, et la végétation s'est diversifiée (Hass *et al.* 1999; Knauer 1980). En 1996, on comptait déjà 277 espèces de plantes à l'intérieur du Koog, dont 26 appartiennent à la liste rouge. Parmi celles-ci, on citera surtout l'obione à fruits pédonculés (*Halimione pedunculata*), arrivée en 1992 dans le Beltringharder Koog et qui y constitue à l'heure actuelle la plus importante colonisation du Schleswig-Holstein. Quoique toujours moindre que dans d'autres biotopes plus anciens, le nombre d'espèces augmente d'année en année et il est intéressant de constater que des espèces menacées semblent trouver un habitat acceptable, voire idéal, au sein de cette zone créée artificiellement (Wolfram *et al.* 1997). De plus, le Beltringharder Koog offre une occasion exceptionnelle de suivre de près la succession écologique d'un pré salé vers d'autres associations végétales: le changement des conditions (la disparition de l'influence marine) s'étant produit instantanément, la réaction de la végétation s'est manifestée immédiatement (Hass *et al.* 1999). Les études menées dans le cadre du suivi botanique de 1987 à 1996 ont montré que l'on peut distinguer de façon générale deux grandes tendances de l'évolution de la végétation à l'intérieur du Koog: dans un premier temps, les différents niveaux des prés salés ont évolué vers leur niveau supérieur (par exemple, *salicorne* → *puccinelle*, voir aussi fig. 6); ensuite, des glycophytes se sont implantés successivement parmi les espèces typiques de prés salés puis ont pris progressivement le dessus, imposant une évolution vers des niveaux écologiques supérieurs (par exemple, *cirse* → *roseau*) (Wolfram *et al.* 1997). On constate donc qu'effectivement, une zone importante de prés salés a été détruite suite à l'endiguement. Par contre, grâce à un aménagement intelligent, une diversité végétale intéressante et convenant à de nombreuses espèces animales est apparue.

De 1987 à 1996, l'évolution de la végétation de la Baie de Nordstrand a été suivie sur le terrain par un groupe d'experts de l'Institut botanique de l'Université de Kiel (Wolfram *et al.* 1997). Comme les images satellitaires SPOT à notre disposition couvrent les années 1986 à 2007, nous avons essayé de mettre en évidence par la télédétection l'évolution du couvert végétal du Beltringharder Koog au-delà de la période déjà étudiée par les botanistes. Pour cela, nous nous basons sur les images SPOT HRV multispectrales à notre disposition. Notre analyse diachronique de la végétation repose sur des classifications non supervisées et supervisées sur trois de ces images et sur une comparaison quantitative de la végétation grâce à un indice de végétation, le PVI (*Perpendicular Vegetation Index*). D'après Coppin *et al.* (2004), les mois d'été sont les plus appropriés pour une analyse de la végétation car c'est à cette période que les plantes se trouvent dans leur état de végétation maximal et que les signatures spectrales seraient donc le plus aisément séparables. Malheureusement, nos

images n'ont pas été prises à la même saison et les images de 1993, 2003 et 2007, dont les dates de prise de vue sont assez proches, ont été acquises au printemps. Outre l'influence de la saison sur le PVI, il se pourrait donc que les signatures spectrales de la végétation printanière soient moins tranchées.

5.2. Les classifications supervisées et les delta-classifications

Comme une classification nécessite d'être validée par des observations de terrain fiables, nous n'allons classifier que les images SPOT de 1986, de 1993 et de 2007. Les deux premières peuvent être validées sur base des deux cartes botaniques de 1987 et de 1992. Pour 2007, le Dr Petersen-Andresen, biologiste et directeur de la réserve naturelle, nous a fourni les informations nécessaires, sous forme de descriptions écrites de l'état de la végétation, pour estimer l'exactitude de notre classification.

Grâce à ces classifications, nous voulons distinguer des associations végétales différentes et mettre en évidence la succession écologique qui a pris place au cours des deux dernières décennies à l'intérieur du Koog. Les deux cartes botaniques à disposition montrent bien que le pré salé antérieur à l'endiguement, composé principalement de trois associations végétales, a déjà évolué au cours des cinq premières années vers une couverture végétale diversifiée, avec des différences selon la localisation dans le polder.

Il est évident que des images satellitaires d'une résolution spatiale de 20m ne pourront pas distinguer des variations très localisées ni des arbres isolés. De plus, nous ne savons pas *a priori* à quel point les signatures spectrales des différents types de végétation – puccinelles, épilobes, rosea, etc – seront effectivement distinguables. Comme le Beltringharder Koog ne couvre qu'une petite partie des images satellitaires, et afin de limiter les confusions spectrales avec d'autres types de végétation tels que les champs et les prairies à l'extérieur du polder, nous extrayons d'abord la surface du polder des images à l'aide d'un masque binaire. Ensuite, nous éliminons les surfaces d'eau de chaque image résultante, obtenant ainsi trois images fortement réduites et ne représentant plus que les terres émergées du polder, potentiellement couvertes de végétation.

5.2.1. Les classifications supervisées

Afin de tester la possibilité de distinguer les signatures spectrales des différentes associations végétales sur les images SPOT, celles-ci ont d'abord fait l'objet d'une classification en mode non supervisé. Au vu des bons résultats de ces tests, les images SPOT multispectrales de 1986, 1993 et 2007 ont ensuite été soumises à des classifications supervisées afin d'améliorer les résultats non supervisés.

Pour tracer des aires d'entraînement, nous nous basons, pour les deux premières images, sur les cartes de vé-

gétation. Pour l'image de 2007, nous nous basons sur les explications fournies par le Dr Petersen-Andresen et sur les différences visibles directement sur l'image.

Classification supervisée de l'image de 1986

La classification non supervisée ayant montré qu'une distinction en trois types de végétation était possible à partir de l'image SPOT de 1986, nous avons créé sur base de la carte botanique de 1987 trois classes de végétation en mode supervisé: salicorne, puccinelle maritime et puccinelle/fétuque rouge. La classification résultante a été ensuite soumise à un filtre majoritaire (*Low Pass*, 3x3), fournissant le résultat représenté sur la fig. 7. Afin de valider cette classification, nous avons généré au hasard cent points de contrôle qui se répartissent sur les quatre classes (la quatrième classe étant la digue) en fonction de leur surface. La carte botanique nous a servi de réalité terrain.

Alors qu'une comparaison visuelle de notre classification avec la carte botanique montre que la classification reprend *grosso modo* la distribution spatiale des types de végétation constatée par les experts sur le terrain, la validation en montre les défauts et la fiabilité relative. Globalement, la classification est correcte pour 71 ± 9 % des points (à 95 % de confiance), avec de très bons résultats pour la salicorne, mais la classe puccinelle/fétuque rouge est surreprésentée et, surtout, confondue avec la puccinelle simple. Il faut toutefois insister sur le fait que la carte botanique a une résolution spatiale très fine, reprenant de petits îlots de puccinelle pure au milieu d'une zone dominée par la puccinelle mélangée ou vice versa. La résolution spatiale des images SPOT ne permettant pas de distinguer ces petits îlots, il est normal que les analyses à partir d'images satellitaires ne puissent correspondre à la réalité terrain avec autant de précision, causant la plupart des mauvais classements enregistrés par la validation. Comme nous essayons de distinguer des types très proches de végétation, ce résultat nous semble tout à fait acceptable et met en tout cas bien en évidence la répartition spatiale générale des trois associations végétales juste avant l'achèvement de la digue: nous constatons qu'il est réellement possible de faire une distinction spectrale au sein de la végétation des prés salés sur base d'images SPOT.

Classification supervisée de l'image de 1993

Sur base du résultat de la classification non supervisée, nous avons cette fois créé cinq classes supervisées (fig. 8). Nous avons également tenté de séparer les surfaces couvertes d'épilobes de celles couvertes de cirses, mais en vain; ces deux types de végétation restent donc regroupés dans une seule classe. Cette image datant du 11 avril 1993, l'effet de saison intervient.

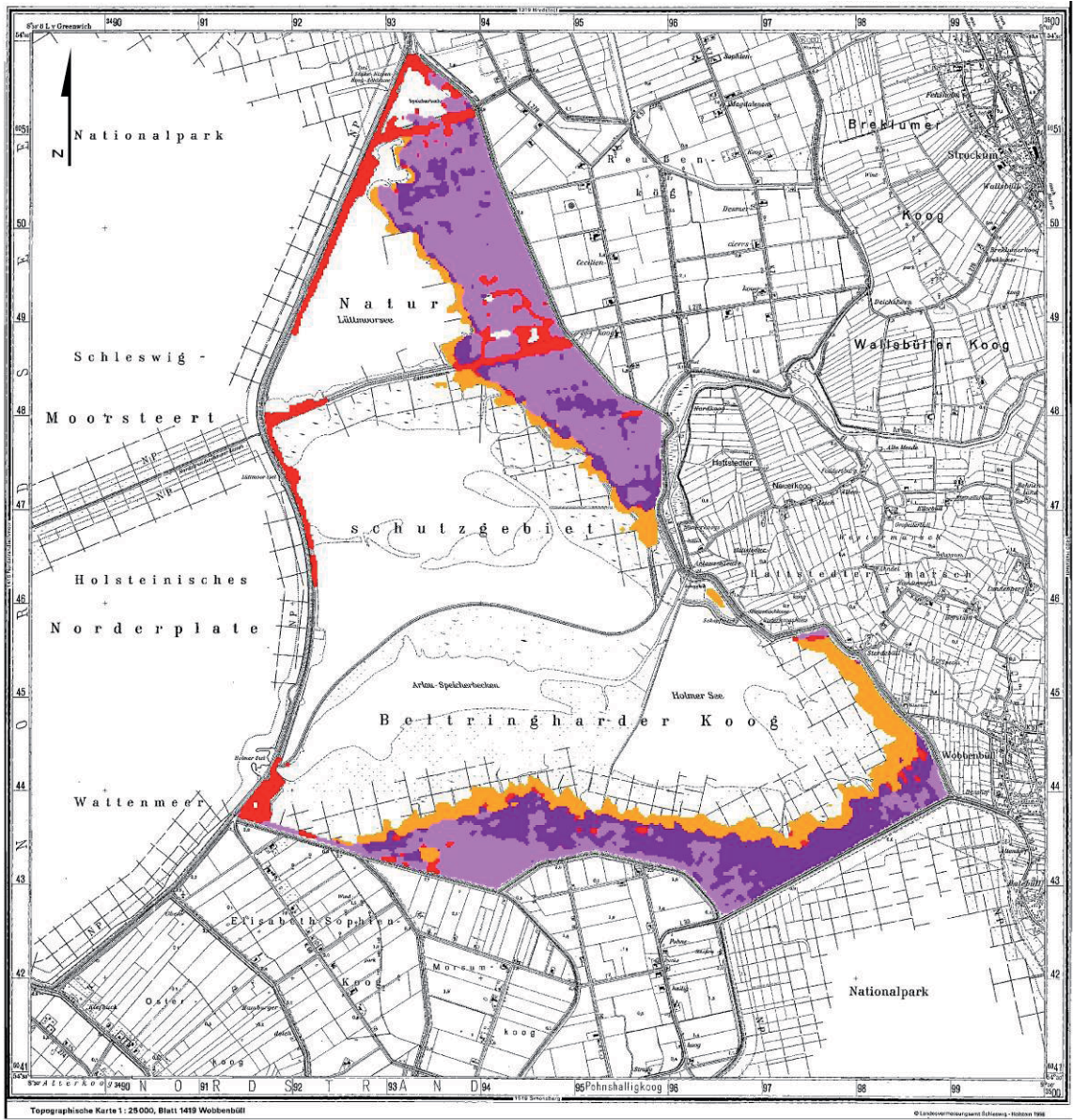
La validation de cette classification est faite à partir de la carte botanique de 1992 en générant 256 points de contrôle (échantillon aléatoire stratifié sur base de

la classification). Globalement, $60,6 \pm 6,5$ % des points sont correctement classés. Les confusions principales sont les suivantes: (1) des zones de caryophyllacées/salicorne ont été classées comme «salicorne pure» en raison de la proximité spatiale de ces deux groupes et surtout de la présence de salicorne dans les deux; (2) du «fétuque rouge/pâturin» a été classé comme «puccinelle», surtout dans les parties sud-est et sud-ouest du polder où ces deux associations végétales sont voisines, et comme «caryophyllacée/salicorne»; (3) il existe une grande confusion entre les classes «épilobe/cirse», «caryophyllacée/salicorne» et «puccinelle», à nouveau due à la proximité spatiale de ces trois types de végétation dans la partie méridionale du Koog.

Comme pour la classification de 1986, les mauvais classements résultent surtout des nombreux détails présents sur la carte botanique de référence, qu'une classification sur base d'une image satellitaire SPOT ne peut reproduire. Par contre, la zonation générale des associations végétales correspond bien à celle de la carte de référence.

Classification supervisée de l'image de 2007

Sur base des résultats de la classification non supervisée et des explications fournies par le Dr Petersen-Andresen, nous avons choisi de créer neuf classes. Comme le montre la figure 9, nous avons réussi à distinguer la végétation des prés salés, qui s'est développée au bord de la lagune, de celle du bord du bassin de rétention. Cette dernière est une végétation courte et diffuse qui a pu se répandre sur la levée séparant la lagune du bassin de rétention parce que le niveau de l'eau de mer de la lagune est supérieur de deux mètres à celui de l'eau douce du bassin de rétention. Ceci provoque une infiltration de l'eau marine dans la levée, permettant ainsi le développement d'une végétation halophile. De plus, on peut constater que les deux pâturages du nord-est ont pu être classés séparément (fig. 9, vert foncé majoritairement au nord, vert clair majoritairement au sud) ce qui est conforme à la réalité du terrain car le pâturage a été plus intense au nord qu'au sud. Une certaine confusion entre végétation des prairies humides et végétation halophile courte de la levée peut être expliquée par le fait que l'image date de fin mars, soit la saison où de grandes populations d'oies font arrêt dans le Beltringharder Koog et «rasent» les prairies humides à un niveau très court, ce qui empêche leur distinction spectrale. De plus, suite à l'impact des oies, la végétation halophile peut persister dans les dépressions des prairies humides, suivant les anciens systèmes de fossés de drainage. Nous avons également réussi à distinguer la zone de roseaux denses à proximité du Holmer See et la zone de roseaux moins denses parsemés d'herbacées au sud du bassin de rétention de l'Arlau. La classification indique également des roseaux denses à proximité d'anciennes zones d'extraction de *Klei* (sols lourds et cohésifs, sableux ou limono-argileux), actuellement sous eau, au nord-est du



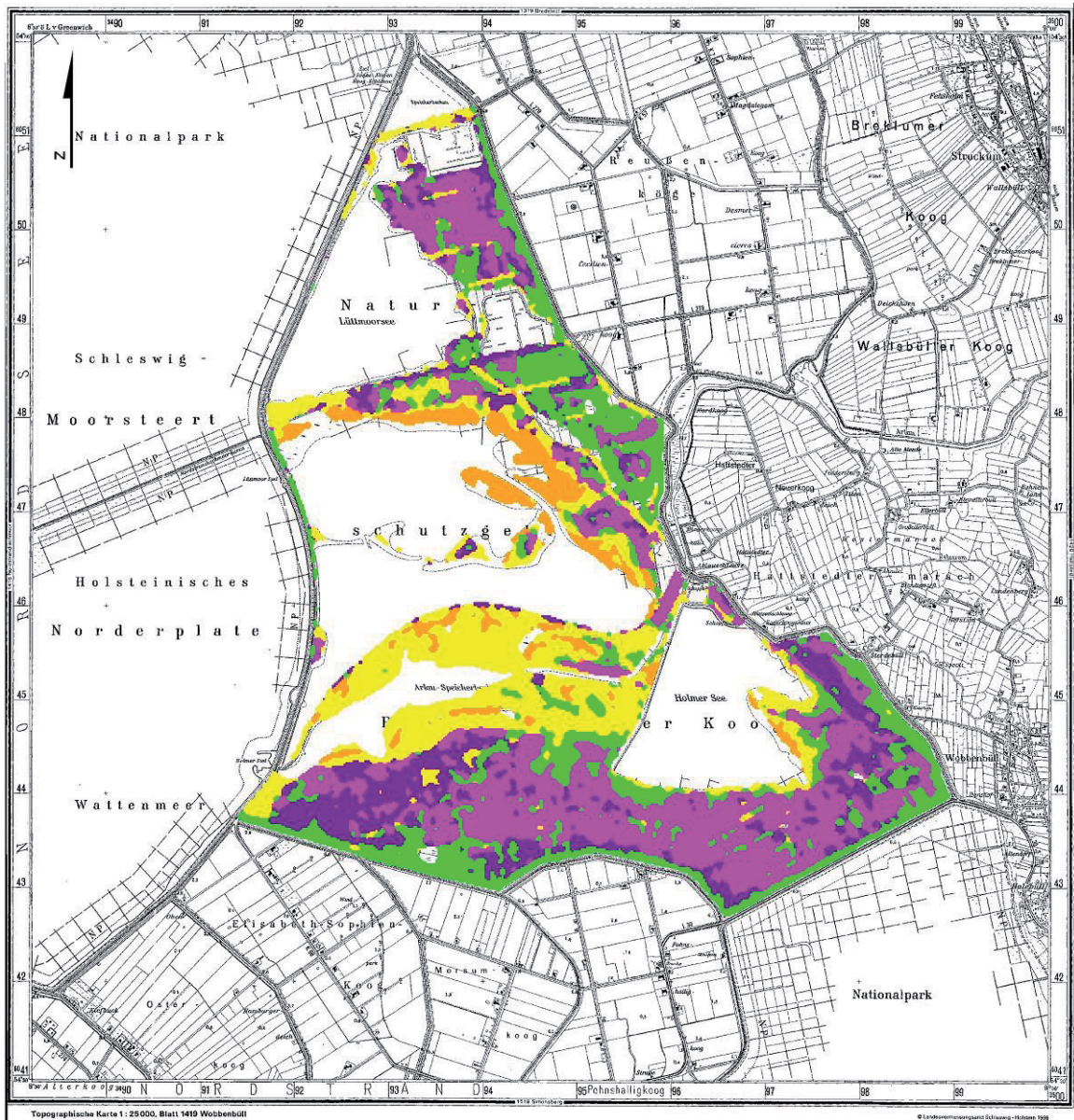
Associations végétales

- salicorne
- puccinelle
- puccinelle/fétuque rouge
- digue

0 0,5 1 1,5 2 km

fond de carte : TK 25, 1419 Wobbenbüll, 1996

Figure 7. Classification supervisée des associations végétales du Beltringharder Koog sur base de l'image SPOT 1 XS du 27 juin 1986.



Associations végétales

- caryophyllacée/salicorne
- salicorne
- puccinelle
- épilobe/cirse
- fêtuque rouge/pâturin

0 0,5 1 1,5 2 km

fond de carte : TK 25, 1419 Wobbenbüll, 1996

Figure 8. Classification supervisée des associations végétales du Beltringharder Koog sur base de l'image SPOT 1 XS du 11 avril 1993.

polder, ce qui correspond aux descriptions de terrain. Ils seraient en réalité encore plus répandus surtout au bord sud du prélèvement méridional mais il s'agit d'apparitions diffuses qui ne sont probablement pas distinguables sur une image SPOT. De plus, la classification met bien en évidence des roseaux le long des anciens fossés de drainage dans la partie méridionale qui, elle, est différenciée en deux classes d'herbacées selon que le sol est riche en nutriments (en rouge au sud-est) ou pauvre (en orange foncé au sud). La végétation détectée au bord du Lüttmoorsee et également présente en îlots dans la prairie humide méridionale correspond à des plantes élevées, principalement de l'épilobe à grandes fleurs (*Epilobium hirsutum*). D'après le Dr Petersen-Andresen, cette détection localisée correspond bien à la réalité et la carte résultant de notre classification représente globalement bien la répartition des associations végétales présentes en 2007. De plus, nous avons pu constater que notre classification est apte à tracer des occurrences assez restreintes comme celles longeant les anciens fossés de drainage.

5.2.2. Les delta-classifications

Selon le but visé, il existe plusieurs façons de suivre une évolution par l'analyse diachronique d'images satellitaires. Nous avons choisi de suivre l'évolution d'une classe à l'autre de chaque pixel (*Post classification comparison* ou «delta-classification») décrite par COPPIN *et al.* (2004). Selon eux, l'exactitude de la «delta-classification» correspond approximativement au produit de l'exactitude des deux classifications dont elle a été déduite. Pour les classifications supervisées de 1986 et 1993, l'exactitude de la «delta-classification» s'élève donc à $71 \times 60,6 = 43 \%$. Quoique fort bas, ce résultat reste significatif et la «delta-classification» est représentative (COPPIN *et al.*, 2004).

La delta-classification de 1986 et 1993

En considérant la première des deux delta-classifications et la matrice des changements correspondante (Tableau 1), on constate que la classe «salicorne» a quasiment disparu de son ancien domaine d'existence.

Tableau 1. Matrice des changements de la delta-classification de 1986 et 1993 indiquant le nombre de pixels passés d'une classe à l'autre ainsi que le pourcentage qu'il représente par rapport au nombre de pixels à la date de départ.

		Végétation présente en 1993				
		salicorne	puccinelle	caryo./ salicorne	épilobe/ cirse	fét. r./ pâturin
Végétation présente en 1986	salicorne	5 (<1%)	823 (19,5%)	253 (6%)	1930 (45,7%)	1206 (28,6%)
	puccinelle	5 (<1%)	690 (12%)	192 (3,4%)	3251 (57,5%)	1515 (27%)
	puccinelle/ fét. rouge	5 (<1%)	1496 (15,7%)	548 (5,7%)	3039 (31,9%)	4452 (46,7%)

caryo. = caryophyllacées ; fét. r., fét. rouge = fétuque rouge

La salicorne étant une plante halophile pionnière, ceci est dû à l'assèchement d'une grande partie de la Baie de Nordstrand après la fermeture de la digue. Elle a été remplacée en partie (19,5 %) par la puccinelle, qui est le niveau suivant dans la succession écologique, mais surtout par la classe «épilobe/cirse» (45,7 %) principalement au sud du polder, et par la classe «fétuque rouge/pâturin» (28,6 %), toutes deux constituant un niveau d'évolution plus avancé. Quant à la puccinelle, 12 % du territoire qu'elle couvrait en 1986 n'ont pas changé de classe en 1993, mais une grande partie (57,5 %) a évolué vers la classe «épilobe/cirse» et une autre partie (27 %) vers la classe «fétuque rouge/pâturin».

Enfin, la classe mixte «puccinelle/fétuque rouge» a évolué à plus de 70 % vers les classes «épilobe/cirse» et «fétuque rouge/pâturin». Cette évolution est principalement localisée dans la partie septentrionale du Koog où la classe «puccinelle/fétuque rouge» a été transformée en pâturages à exploitation extensive et en partie dans la zone méridionale où la succession écologique naturelle se manifeste. 15,7 % sont repassés à la classe « puc-

cinelle simple » (principalement dans le sud-ouest du polder) et l'évolution vers la salicorne est négligeable. Tout ceci montre la rapidité étonnante avec laquelle la végétation a évolué d'une zone de prés salés vers des couvertures végétales constituées de glycophytes déjà bien plus variés et exigeants.

La delta-classification de 1993 et 2007

L'exactitude de cette delta-classification ne peut pas être estimée numériquement parce que nous ne pouvons pas valider la classification de 2007 de façon statistique. Elle est nécessairement inférieure à 60 %, niveau d'exactitude calculé pour la classification de 1993. Comme il existe 36 possibilités de changement de classe entre 1993 et 2007 (Tableau 2), nous nous limiterons dans ce qui suit à l'évaluation des changements les plus remarquables.

Selon cette seconde delta-classification, la salicorne établie au bord de la lagune artificielle a été remplacée à 75 % par les associations des prés salés proches, suggérant que l'évolution des halophytes pionnières vers

Tableau 2. Matrice (partielle) des changements de la delta-classification de 1993 et 2007 indiquant le nombre de pixels passés d'une classe à l'autre ainsi que le pourcentage qu'il représente par rapport au nombre de pixels à la date de départ.

		Végétation présente en 2007							
		vég. haloph. courte	prés salés	pâturage septent.	pâturage mérid.	roseaux denses	roseaux/ herb.	herb.	vég. Lütt-moorsee
Végétation présente en 1993	salicorne	2068 (13,7%)	9346 (61,7%)	1395 (9,2%)	864 (5,7%)	429 (2,8%)	220 (1,5%)	480 (3,2%)	337 (2,2%)
	puccinelle	1891 (5,2%)	293 (<1%)	2465 (6,8%)	1924 (5,3%)	6817 (18,8%)	11245 (31%)	10244 (28,2%)	1398 (3,8%)
	caryo./salic.	10920 (23,8%)	5597 (12,2%)	6671 (14,6%)	7386 (16,1%)	4955 (10,8%)	2597 (5,7%)	5316 (11,6%)	2327 (5,1%)
	épilobe/cirse	2269 (3,1%)	479 (<1%)	7037 (9,6%)	3703 (5%)	12592 (17,2%)	16552 (22,7%)	25473 (34,9%)	4965 (6,8%)
	fét.rouge/ pâturin	3978 (7,6%)	589 (1,1%)	5045 (9,6%)	7485 (14,3%)	4820 (9,2%)	5729 (10,9%)	20305 (38,8%)	4416 (8,4%)

vég. haloph. courte = végétation halophile courte ; pâturage septent. = pâturage septentrional ; pâturage mérid. = pâturage méridional ; herb. = herbacées ; caryo./salic. = caryophyllacées/salicorne ; fét. rouge = fétuque rouge

des associations végétales supérieures n'a plus été aussi marquée que de 1986 à 1993. Le maintien d'une lagune artificielle a donc bien eu l'effet souhaité.

Par contre, ce qui était encore classé comme puccinelle en 1993 a migré vers des niveaux de succession écologique supérieurs suite à la désalinisation des sols à l'arrière de la digue, notamment vers des roseaux (~50 % pour les deux classes de roseaux confondues) et des herbacées (28,2 %). Ces deux associations végétales sont formées par des plantes glycophiles qui, ailleurs, ont été précédées par des étendues de cirses (~40 % de la classe épilobe/cirse ont évolué vers les deux classes de roseaux confondues et 34,9 % vers les herbacées). D'autre part, autre indice de désalinisation du sol,

38,8% de la classe «fétuque rouge/pâturin» de 1993 sont classés en 2007 comme herbacées.

En résumé, nous observons de 1993 à 2007 une évolution de la succession écologique qui a, surtout dans la partie méridionale, produit en quatorze ans, une transformation complète de la végétation. Néanmoins, on note aussi une stabilisation locale et l'établissement de la végétation halophile au bord de la lagune.

5.3. L'indice de végétation (*Perpendicular Vegetation Index* ou PVI)

Une quantification de l'évolution de la végétation du Beltringharder Koog, tous types confondus, peut

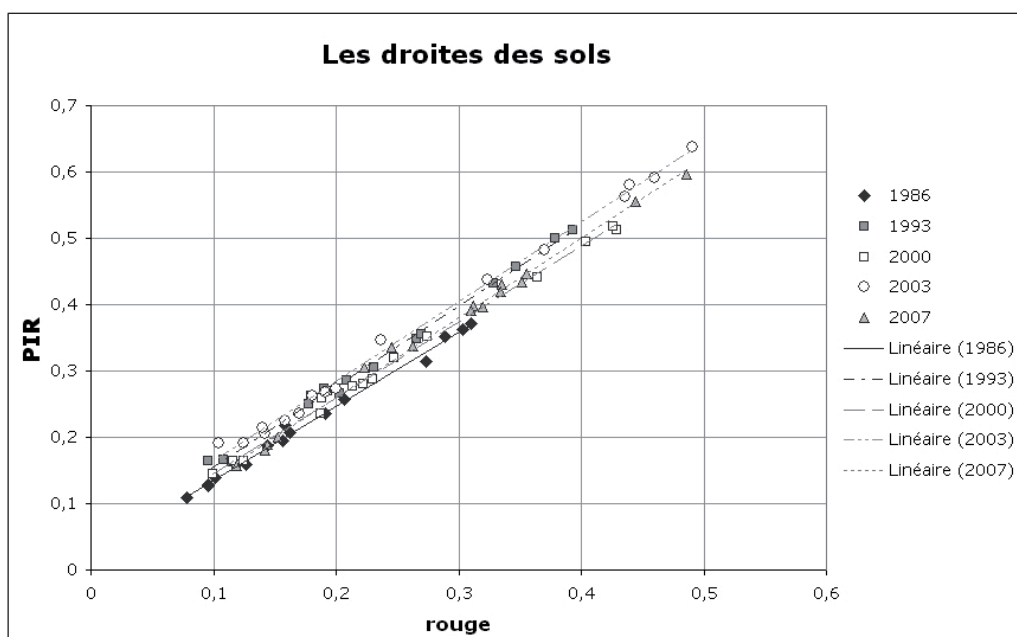


Figure 10. Les droites des sols des cinq images SPOT XS établies sur base de 15 points.

être fournie par des indices de végétation. Plusieurs indices, tels que le VI (*Vegetation Index*) et le NDVI (*Normalized Vegetation Index*), ont été testés mais le PVI a produit les meilleurs résultats. Contrairement à ce qui se passe avec les autres indices, la distinction des zones couvertes et non couvertes de végétation se produit pour toutes nos images SPOT multispectrales à une valeur de PVI identique (0,03), permettant une bonne comparaison entre les PVI des différentes années.

Le PVI a été mis au point par RICHARDSON et WIEGARD en 1977 et se calcule de façon suivante (ELVIDGE et CHEN 1995):

$$PVI = \frac{NIR - aRED - b}{\sqrt{1 + a^2}}$$

où NIR = réflectance de la bande du proche infrarouge de l'image, RED = réflectance de la bande rouge de l'image, a = coefficient angulaire de la droite des sols et b = coefficient de position de la droite des sols.

Les valeurs du PVI représentent l'écart spectral des pixels par rapport à la « droite des sols ». Celle-ci peut être élaborée pour une image satellitaire sur base des réflectances dans le proche infrarouge (PIR) et le rouge d'une série de pixels de sols nus: la droite des sols est la représentation graphique de la relation linéaire entre les valeurs du PIR et du rouge pour les sols nus. Cette droite des sols fournit les coefficients *a* et *b* intervenant dans le calcul du PVI. Un pixel se trouvant au-dessus de la droite (PVI > 0) est couvert de végétation (réflectance importante dans le PIR et peu importante dans le rouge) et, plus il est éloigné de la droite, plus la végétation est abondante et saine. Au contraire, un pixel se trouvant sous la droite (PVI < 0) est dépourvu de végétation (par exemple, une surface d'eau ayant une forte absorbance et donc peu de réflectance dans le PIR et une réflectance plus importante dans le rouge). Les pixels se positionnant sur la droite (PVI = 0) sont des pixels de sols nus.

Sur la fig. 10, nous avons représenté les cinq droites des sols obtenues pour chacune des cinq images SPOT XS. L'ajustement, excellent, des droites des sols fournit les équations suivantes (*x* = rouge, *y* = PIR):

	droite	R ²
1986:	$y = 1,1138x + 0,0244$	0,9943
1993:	$y = 1,2114x + 0,0342$	0,9954
2000:	$y = 1,1406x + 0,0312$	0,9963
2003:	$y = 1,2037x + 0,0428$	0,9965
2007:	$y = 1,1997x + 0,0205$	0,9954

De plus, la fig. 10 montre que les droites des sols sont quasi parallèles ($1,1138 < a < 1,2114$) et proches l'une de l'autre ($0,0205 < b < 0,0428$), indiquant que la correction atmosphérique a bien fonctionné.

Contrairement aux classifications, où la présence de pixels extérieurs au polder était indésirable, les zones à l'extérieur du polder n'influencent pas le calcul du PVI à l'intérieur du polder car les indices de végétation

sont calculés pixel par pixel. Au contraire, l'état de la végétation à l'extérieur du polder servira de référence pour mieux comprendre l'évolution à l'intérieur du polder. Comme les cinq images SPOT XS n'ont pas été prises à des dates anniversaires, les valeurs du PVI à l'extérieur du Koog seront utilisées pour interpréter les résultats obtenus à l'intérieur du Koog. Après calcul du PVI image par image, nous soustrayons une image de PVI de celle qui la suit dans le temps afin de visualiser l'évolution d'une date de prise de vue à l'autre (COPPIN *et al.*, 2004). Ainsi, les valeurs négatives de l'image résultante correspondent à une diminution du PVI sur la période considérée et les valeurs positives à une augmentation. Nous limiterons ici notre analyse des changements de PVI à deux périodes, respectivement

- 1986 à 1993 parce que c'est pendant cette période qu'une partie de la Baie de Nordstrand s'est asséchée après l'endiguement et que la végétation a pu coloniser les terres gagnées;
- 1986 à 2007, la période que nous pouvons étudier sur base de nos images SPOT.

5.3.1. L'évolution du PVI de juin 1986 à avril 1993

La fig. 11 montre l'évolution du PVI de 1986 à 1993. Les surfaces d'eau y sont principalement représentées en jaune clair, correspondant à une variation négligeable de PVI ($-0,05 < \Delta PVI < 0,05$). Les terres à l'extérieur du Koog montrent surtout une évolution négative, due au fait que l'image de 1986 date du mois de juin et celle de 1993 d'avril, moment où la couverture des champs par la végétation est faible, juste après l'ensemencement.

À l'intérieur du polder, on peut distinguer trois zones:

- en jaune (pas de changement), les surfaces d'eau et la bordure méridionale du Koog
- en bleu (changement négatif), les pâturages au nord-est du polder
- en orange (changement positif), principalement la zone des terres gagnées après l'endiguement, sauf la levée séparant le bassin de rétention de la lagune, qui apparaît principalement en jaune.

La plupart de ces changements s'expliquent par la différence des saisons entre les deux images. Ainsi, l'évolution négative au nord-est du polder indique seulement que la végétation des prés salés en été 1986 était plus fournie que le nouveau pâturage au mois d'avril 1993. De plus, l'impact des oies sur la végétation au début de l'année doit être pris en compte également.

Concernant la zone d'évolution positive, on constate qu'elle couvre essentiellement les terres gagnées après l'assèchement de la Baie de Nordstrand, mettant en évidence l'invasion rapide des anciennes slikkes par la végétation. Quant à la végétation pionnière sur la levée entre lagune et bassin de rétention, elle n'est pas encore suffisamment évoluée en avril – ou bien pas encore suffisamment dense de façon générale en 1993 – pour que l'on puisse la mettre en évidence à l'aide du PVI.

La fig. 11 visualise donc surtout l'expansion de la sur-

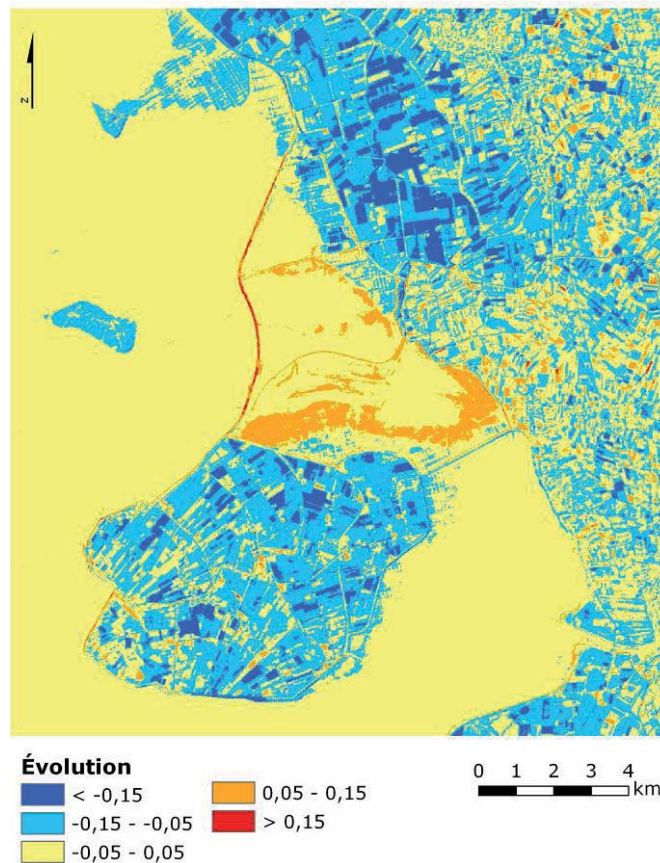


Figure 11. Évolution du PVI de 1986 à 1993.

face végétale de 1986 à 1993 mais ne permet aucune estimation quantitative en raison de la différence de saison entre les deux images.

5.3.2. L'évolution du PVI de juin 1986 à mars 2007

L'intervalle de 1986 à 2007 couvre l'entièreté de la période que nous pouvons étudier à l'aide des images SPOT. Tout comme l'image de 1993, celle de 2007 date du printemps et son PVI n'est donc pas directement comparable à celui de l'image de 1986. Quoique les mêmes tendances que celles décrites entre 1986 et 1993 soient observées (fig. 12), un net accroissement du PVI est cette fois enregistré sur la levée séparant la lagune du bassin de rétention, traduisant une succession écologique nettement plus évoluée. Alors qu'en 1993, la levée n'accueillait que des caryophyllacées et des salicornes, plantes pionnières dont le couvert n'est jamais très dense, en 2007, on y trouve en effet des fétuques rouges et de la végétation des prés salés supérieurs qui forment une couverture végétale continue.

En somme, la comparaison directe des PVI de 1986 et 2007 ne peut être bien comprise qu'en analysant également l'évolution qui a eu lieu de 1986 à 1993. Malheureusement, l'effet de saison interfère de façon sensible avec les changements à long terme. Malgré cela, nous avons pu mettre en évidence la succession écologique qui a eu lieu sur la levée du bassin de rétention.

5.4. Conclusion

Notre étude a montré qu'un suivi de l'évolution de la végétation du Beltringharder Koog était possible à l'aide d'images SPOT multispectrales. Quoiqu'une cartographie précise n'ait pas été possible, nous avons pu établir des classifications identifiant les grandes tendances spatiales des associations végétales présentes dans le polder mais aussi des structures plus fines telles que les roseaux qui longent les anciens fossés de drainage. Ces classifications ont mis en évidence la succession écologique rapide d'une association végétale vers une autre et, grâce au PVI, nous avons montré qu'une augmentation de quantité et de densité de végétation accompagne généralement cette succession écologique. Par contre, nous devons constater que notre analyse diachronique du PVI a été fortement perturbée par la différence saisonnière des images, due à un choix fortement limité par la couverture nuageuse très fréquente de la région d'étude. Les classifications sont moins sensibles aux effets saisonniers, mais nous pensons néanmoins que des images prises chaque fois en été, au stade de maturité du développement annuel des plantes, auraient permis une différenciation spectrale plus fine.

6. CONCLUSION GÉNÉRALE

Cet article visait à reconstituer divers aspects de l'évolution récente de la région côtière de la Frise du Nord

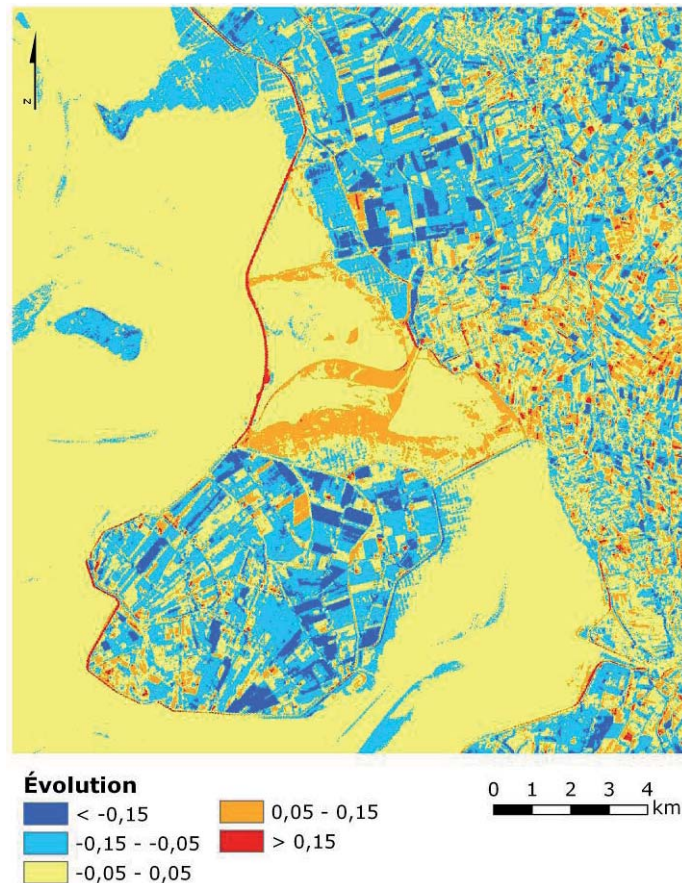


Figure 12. Évolution du PVI de 1986 à 2007.

méridionale. Sur la base de cartes bathymétriques et d'images satellitaires SPOT, les deux études présentées ici permettent de tirer les conclusions suivantes.

La construction de la digue du Beltringharder Koog, achevée en 1987, a engendré un rétrécissement des chenaux de marée de la Baie de Nordstrand à proximité de la digue, et en particulier de ceux du Holmer Fähr qui a été recoupé par la digue. De plus, les embranchements des chenaux ont fortement diminué en nombre et en taille après l'endiguement. L'objectif des responsables de la défense côtière – la diminution de la force érosive du Norderhever et de ses affluents – semble avoir été atteint.

Quant à l'analyse sur vingt ans de l'évolution de la végétation à l'intérieur du Beltringharder Koog, elle a procédé par classifications sur les images SPOT multispectrales et par le calcul d'un indice de végétation, le PVI. L'objectif était de mettre en évidence la succession écologique dans le Koog depuis son endiguement, résultant de la désalinisation progressive des sols et d'un aménagement visant la mise en place d'associations végétales favorables à certaines espèces animales. La distinction des associations végétales présentes dans le Beltringharder Koog et de leurs tendances évolutives (notamment des halophytes vers les glycophytes) a été réalisée sur les images SPOT de 1986, 1993 et 2007. L'analyse de l'indice de végétation a par contre été

fortement perturbée par l'effet des saisons intervenant sur la densité et sur la quantité de végétation, rendant difficile une comparaison directe d'une année à l'autre. Toutefois, cette étude a montré que les images SPOT conviennent au suivi de l'évolution végétale, même pour des associations végétales proches.

De façon générale, nos études ont révélé deux tendances opposées: d'un côté, l'homme a réussi à figer la côte par les digues; de l'autre côté, l'évolution des chenaux après l'endiguement montre à quel point la Mer des Wadden est un espace hydrologiquement et morphologiquement dynamique et donc très loin d'un état «stable». La côte telle qu'elle se présente actuellement ne peut pas être considérée comme l'état final de la Mer des Wadden, même si l'homme a imposé des limites – temporaires – à la mer: le paysage côtier actuel du Schleswig-Holstein n'est rien d'autre qu'une forme passagère.

Remerciements

Je tiens à remercier le Professeur André Ozer, promoteur du mémoire dont une partie a été reprise ici, pour avoir été ouvert à mes idées ainsi que pour le temps et ses vastes connaissances qu'il a mis à ma disposition. Travailler avec lui et l'avoir connu comme professeur a été un privilège.

Merci au programme OASIS d'avoir mis à ma disposition les images SPOT sans lesquelles ces recherches n'auraient pu être effectuées. Je remercie les Dr Yves Cornet et Walther Petersen-Andresen et Monsieur Marc Salmon qui ont chacun participé à ce travail. J'aimerais également remercier le Dr Alain Demoulin pour son aide pour l'élaboration de cet article.

Bibliographie

- Coppin, P., Jonckheere, I., Nackaerts, K. et Muys, B., 2004. Digital change detection methods in ecosystem monitoring: a review. *International Journal of Remote Sensing*, 25 (9), 1565-1596.
- Elvidge, C.D. et Chen, Z., 1995. Comparison of Broad-Band and Narrow-Band Red and Near-Infrared Vegetation Indices. *Remote Sensing of Environment*, 54, 38-48.
- Hass, P., Petersen-Andresen, W., Hagge, A., Thiel, H., Dierssen, K., Hörcher, U., Aegerter, E., Denys, C., Schmid, S., Abraham, R., Bruns, H.A. et Hötter, H., 1999. Zehn Jahre Beltringharder Koog 1987 bis 1997. Document inédit, Nordstrand, 42p.
- Heydemann, B., 1980. Die ökologische Spezialisierung des Wattenmeeres. *Natur und Landschaft*, 55 (6), 232-239.
- Knauer, N., 1980. Gutachten über die Vegetationsverhältnisse des Vorlandes in der Nordstrander Bucht und Entwicklungsmöglichkeiten. Gutachten zur geplanten Vordeichung der Nordstrander Bucht (Minister für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten des Landes Schleswig-Holstein), Raisdorf, 175-196.
- Mather, P.M., 1999. *Computer Processing of Remotely-Sensed Images: An Introduction*. John Wiley, Chichester, 292p.
- NPS (NationalparkService gGmbH) (éd.), 2001. *Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer. Lebensraum Salzwiese* (brochure). Tönning.
- Partensky, H.W. et Schwarze, H., 1980. Wissenschaftliches Gutachten zu den hydrologischen und morphologischen Auswirkungen der geplanten Baumaßnahmen in der Nordstrander Bucht. Gutachten zur geplanten Vordeichung der Nordstrander Bucht (Minister für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten des Landes Schleswig-Holstein), Raisdorf, 11-34.
- Reise, K., 2005. Coast of change: habitat loss and transformations in the Wadden Sea. *Helgoland Marine Research*, 59, 9-21.
- Richardson, A. et Wiegand, C., 1977. Distinguishing vegetation from soil background information. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 43 (12), 1541-1552.
- Saggau, W. et Stadelmann, R. 1988. Ein Deich wird gebaut. Vordeichung Nordstrander Bucht. Husum Druck- und Verlagsgesellschaft, Husum, 159p.
- Song, C., Woodcock, C.E., Seto, K.C., Lenney, M.P. et Macomber, S.A., 2001. Classification and Change Detection Using Landsat TM Data: When and How to Correct Atmospheric Effects? *Remote Sensing of Environment*, 75, 230-244.
- Wolfram, C., Hörcher, U., Kraus, U. et Lorenzen, D., 1997. Boden- und vegetationskundliche Untersuchungen im Beltringharder Koog 1987-1997. Abschlussbericht 1997. Universität Kiel, 147p.

