

Université de Tours

Faculté des sciences

Macrophytes espèces ingénieurs en tant que piège à sédiments



Rapport bibliographique de Master 2 professionnel GHE

par Marjolaine de Sinety

sous la direction de

Pr. Jacques Haury

Macrophytes espèces ingénieurs en tant que piège à sédiments

Rapport bibliographique de Master 2 professionnel

Géo hydrosystèmes continentaux en Europe

De Marjolaine de Sinety

Sous la direction de

Pr. Jacques Haury

Université de TOURS :



Agrocampus Renne :



Mars 2007

REMERCIEMENT

Je remercie Monsieur Haury pour ses conseils et les publications instructives qu'il m'a fourni.

Je remercie l'Université du Québec à Rimouski (UQAR) qui met ses publications en ligne où que l'on se trouve dans le monde.

Je remercie Mr Alain Beignet pour ses photographies de cours d'eaux.

Je remercie la Station Marine de Dinard qui m'a beaucoup appris.

Merci Nico !!!

Résumé :

La notion d'ingénieurs d'écosystème est attribuée aux organismes capables de modifier leur environnement abiotique. Nous verrons dans une première partie quelles ont été les études menées sur les macrophytes marines afin de comprendre comment elles influent sur leur environnement physique et biotique, et notamment comment la vitesse du courant, le cisaillement et la rugosité du substrat sont corrélés avec la présence de communautés algales. Dans la seconde partie de ce rapport nous examinerons quelles ont été les études d'impacts des macrophytes sur le cisaillement et la remise en suspension des sédiments dans les lacs peu profonds. Deux approches ont été abordées, l'une est empirique par de la modélisation (cf. : le coefficient de résistance de Manning) et l'autre est expérimentale utilisant des canaux hydrauliques *in situ* ou en laboratoire. Enfin, pour étudier l'effet des macrophytes en rivières nous verrons qu'il est possible d'utiliser des modèles calculant la résistance au flot, mais qu'il peut être intéressant d'examiner la méthode des canaux hydrauliques pour évaluer le taux de remise en suspension ou de déposition des sédiments, en fonction de la vitesse du courant ou de la morphologie de la canopée. Mieux comprendre les relations existant entre les ingénieurs et l'environnement permet de mieux appréhender la structure et le fonctionnement des écosystèmes, ceci aidant à une meilleure gestion des ressources en relation avec des écosystèmes ingénieurs.

Mots clefs : écosystèmes ingénieurs, macrophytes aquatiques, courant, sédimentation

Abstract:

The ecosystem engineering concept focuses on how organisms physically change the abiotic environment. The first part of this paper reviews the effects of submersed marine macrophytes on the physical environment and the biota. We examine the methods to understand how seagrass communities can be correlated with current velocity himself correlated with shear velocity and roughness height. The second part of this paper examines the impacts of macrophytes on bottom shear stress and resuspension sediments in shallow lacks. Two approaches can be used: one is empirical, with models (i. e., Manning's resistance coefficient) and the other one is experimental with flume *in situ* or in laboratory. To studies the effect of macrophytes on rivers channels we can use the empirical models developed to calculate flow resistance, but it can be interesting to examinee the experimental methods with flumes to evaluate the effects of water velocity and canopy morphology on rates of sediment resuspension or deposition. Developing a predictive understanding of engineering across environmental gradients is important for furthering our conceptual understanding of ecosystem structure and function, and could aid in directing limited management resources to critical ecosystem engineers.

Key words: ecosystem engineers, aquatic macrophytes, current flow, sedimentation

SOMMAIRE

Introduction

I. Etudes faites sur le milieu marin

- A. *Zostera marina* espèce ingénieur par son influence sur les assemblages benthiques
- B. Influence des algues sur la sédimentation

II. Etudes faites sur le milieu dulçaquicole

- A. Milieu environnemental
 - 1. Condition de vie des macrophytes
 - 2. Transport sédimentaire
- B. Influence des macrophytes sur leur environnement

Etudes faites sur les lacs

III. Etudes faites en eaux courantes

- A. Modélisation
- B. Protocole personnel

Conclusion

Introduction

Les écologistes ont depuis longtemps reconnu que des organismes pouvaient avoir un impact important sur les processus physiques ou chimiques d'un milieu. On trouve dans la littérature divers exemples de modification de l'environnement par des organismes, à commencer par Darwin qui consacra un recueil entier sur l'effet des vers de terre sur la formation des sols (Darwin, 1881). La notion d'espèce ingénieur est alors définie en 1994 par Jones et al. (1994) : « la présence d'espèces ingénieurs est un facteur d'enrichissement par leur action sur l'environnement ». Pour une vision plus globale sur l'ensemble d'un écosystème, Jones et al. (1994) propose le concept « d'ingénieurs d'écosystème » pour qualifier l'impact d'organismes sur la variabilité abiotique d'un milieu et ses nombreuses conséquences. Ceux-ci sont définis comme « organismes modifiant directement ou indirectement la disponibilité des ressources (autres qu'eux-mêmes) pour d'autres espèces en causant... le changement d'état du matériel biotique ou abiotique. Ainsi, ils modifient, maintiennent et/ou créent des habitats » (Jones et al. 1994). Pour les étudier, Hasting et al. (2007) proposent de se poser trois questions sur les processus d'ingénieries d'écosystème : (i) Dans quelles proportions l'abondance et le type d'activité physique de l'ingénieur influence la forme, la distribution spatiale et la persistance du changement de structure ? (ii) Dans quelles proportions les processus physiques influent-ils alors sur la persistance de la structure et ses effets sur le milieu ? (iii) Dans quelles proportions le changement de structure influe-t-il sur les variables abiotiques ciblés ? (Hasting et al. 2007)

Deux types d'espèces ingénieurs ont pu être définies. D'une part, les allogènes qui modifient le matériel vivant ou non vivant de l'environnement en transformant sa structure physique, il restera invariablement une trace de cette structure après la disparition de l'individu, ceci durant un laps de temps variable (Jones et al, 1994). La *Lanice conchilega* est un exemple d'espèce ingénieur allogène pour le piégeage des sédiments en milieu marin. Les tubes sableux construits par les Lanices sont enfoncés verticalement dans le substrat ; ils se terminent par un panache de tentacules filtreuses, et peuvent former à forte densité un feutrage compact. Le tapis de panaches atténue notablement le courant au contact immédiat du fond, favorisant ainsi la sédimentation des particules en suspension. Les individus capturent des microparticules qui sont rejetées ensuite sous forme de fèces ou pseudo-fèces à la surface du sédiment, enrichissant les fonds en matière organique. Enfin, la présence de tubes à forte densité consolide le substrat, limite l'érosion sédimentaire et offre une protection aux larves et aux adultes d'autres espèces (Zühlke, 2001 ; Callaway 2006).

Les espèces ingénieurs autogènes, elles, modifient l'environnement du fait de leur propre structure physique, le maintien de l'effet ingénieur après la mort dépend de la persistance des restes (Jones et al, 1994). De nombreuses études ont montré que le développement de structures en trois dimensions par une espèce changeait la composition faunistique du biotope qui lui était rattaché (Diaz et al. 2003, Bomkamp et al. 2004, Talman et al. 2004).

Pour augmenter la valeur du concept d'écosystème ingénieur en écologie et dans la biologie de conservation Crain et Bretness (2006) suggèrent aux écologistes d'examiner quand, où et dans quelles proportions l'écosystème ingénieur joue un rôle dans la structure et la fonctionnalité de l'écosystème. Pour étudier l'impacte d'une structure en trois dimensions sur un milieu aquatique en perpétuel mouvement, différentes approches sont possibles : celle par l'étude *in situ* ou en laboratoires des effets physiques de cette structure sur son environnement, l'autre est une approche mathématique par des modèles prenant en compte un nombre de paramètres les plus objectifs possibles. Nous verrons que bien qu'en milieu marin l'étude de l'impact des macrophytes sur leur environnement ait été largement étudiée en situation réelle, en laboratoire ou par modélisation, il n'existe que peu d'étude sur le milieu en eaux courantes dulçaquicoles.

Le but de notre étude est ici de savoir quelles ont été les approches dans l'étude des macrophytes aquatiques, en quoi les algues marines des fonds meubles peuvent être considérés comme des espèces ingénieurs, de voir dans quelles mesures les macrophytes des milieux lacustres peuvent jouer un rôle sur la turbidité, l'érosion et la remise en suspension des sédiments et nous verrons quelles sont les approches possibles pour l'étude de l'impact des macrophytes sur la sédimentation en eaux courantes.

I. Etudes faites sur le milieu marin

A. *Zostera marina* espèce ingénieur par son influence sur les assemblages benthiques

Les herbiers à *Zostera marina* ont depuis longtemps fait l'objet de nombreuses études en raison de leur impact sur l'abondance et la diversité des communautés benthiques qui s'y rattachent.

Boström et Bonsdorff (1997) ont en effet montré que l'abondance et la diversité faunistique au sein des patches à *Zostera marina* était plus élevées que sur des patches à substrat nu. Les milieux colonisés par *Zostera marina* présentent : un habitat à plus forte complexité, une plus grande disponibilité de nourriture, une plus grande variété organique, un courant atténué, des sédiments fins, un meilleur abris, moins de prédation, moins de compétition, une augmentation du dépôt sédimentaire, une meilleure stabilité des sédiments. Il n'existe pourtant pas d'assemblage faunistique associé à cette espèce, les espèces dominantes étant très variables selon les stations étudiées. Les habitats à *Zostera marina* développent ainsi plus de niches écologiques potentielles, la densité de la végétation altère l'hydrodynamisme environnant causant une augmentation des dépôts de matières organiques, ceux-ci constituant une ressource importante de nourritures (Peterson et al. 1984), et une augmentation de la production en oxygène. Les environnements à substrats nus sont soumis aux mêmes mécanismes physiques et biologiques (Bonsdorff et Blomqvist, 1993), mais ces mécanismes sont souvent contrebalancés par l'homogénéité de l'environnement.

Les études de Bowden (2001) sur l'influence de la taille des patches et la position au sein de ceux-ci sur la composition faunistique, ont montré que la taille des patches et la zone d'échantillonnage (bordure ou centre du patch) jouaient un rôle mineur dans la variabilité des assemblages : « il n'existe pas de corrélation évidente entre les paramètres d'assemblage et les mesures de biomasse des racines_rhizomes (cette mesure suggère des variations dans les surfaces échantillonnées à l'échelle de l'individu plutôt que sur l'ensemble du patch), il semble improbable que l'hypothèse de répartition au hasard soit applicable. » En revanche l'édaphisme (essentiellement granulométrique) semble jouer un rôle prépondérant dans la composition macrofaunique des assemblages benthiques relatifs aux herbiers à *Z. marina* : « il existe une corrélation significative entre les variables des assemblages et les sédiments fins (particule <63 µm)... la proportion de sédiments fins aurait une influence sur la composition des assemblages faunistiques. » En effet, Fonseca et al. (1984) ont montré que l'accumulation de sédiments fins au niveau des parterres d'algues était une conséquence de la

diminution du niveau de perturbation au sein des patches en raison des propriétés physiques des algues submergées.

B. Influence des algues sur la sédimentation

Diverses études ont été menées pour comprendre comment les propriétés physiques des algues pouvaient avoir une incidence sur leur environnement. Pour étudier en quoi la couche formée par les bancs de *Z. marina* pouvait avoir une influence sur le courant et la sédimentation, Fonseca et al. (1982) utilisent un canal hydraulique à circuit fermé. Les tests ont été pratiqués sur des densités variables de plantes (400, 1000 et 1600 pousses par m²) et sur des courants de divers puissances (5, 15, 25 et 40 cm. s⁻¹) similaires à ceux rencontrés en conditions réelles. La vitesse du courant au sein des diverses canopées a été mesurée en trois points : (i) le plus près possible de la surface, (ii) à l'interface apparente entre les Zostères et la colonne d'eau et, (iii) 2 cm au-dessus du fond. Les résultats ont montré qu'il existait une corrélation entre la densité de plantes et la réduction du courant. Le courant diminue sous la surface de la canopée mais il est en revanche perturbé et plus fort au-dessus de la surface de la canopée lorsque la colonne d'eau est faible. Ces recherches ont confirmé celles de Ginsberg & Lowenstam (1958) qui montrèrent que les canopées d'algues développaient un «léger semi mouvement de couche» augmentant le dépôt des particules fines. Ainsi, lorsque la vitesse du courant est diminuée du fait de la résistance de la canopée formée par les algues, la capacité de transport des sédiments est elle aussi diminuée. Les sédiments en suspension ou sous saltation entreront à l'intérieur de la prairie ; seront déposés en premiers, les particules de grosse taille, puis progressivement se déposeront celles de classes de tailles plus petites en même temps que diminuera la vitesse du courant. Ainsi, en présence d'une prairie, le pourcentage des particules de tailles grossières diminue dans la colonne d'eau. De plus, dans un environnement prairial, la matrice sédimentaire est consolidée ; lorsque les frondes se détachent, meurent et se déposent sur le fond, elles forment un tapis protecteur, et sont elles-mêmes un apport en matières organiques augmentant ainsi l'abondance faunistique et favorisant la protection des larves (Ginsberg & Lowenstam, 1958). Enfin, lorsque les frondes sont courbées par le courant, elles s'entremêlent, formant ainsi une barrière dense. Cette barrière redirige visiblement le courant vers la surface se qui diminue le dépôt possible des sédiments tout en protégeant des frottements le complexe racines-rhizomes (Scoffin, 1970 dans Fonseca, 1982).

Il existe aussi une relation entre la vitesse de l'eau et les nutriments à disposition pour les algues. La concentration en nutriments étant à son tour corrélée au taux d'assimilation par les

algues. Thomas et al. (2000) ont voulu étudier les corrélations pouvant exister entre la vitesse du courant et la morphologie de la canopée sur l'assimilation de l'ammonium par deux espèces d'algues marines (*Halodule wrightii* et *Thalassia testudinum*). Les tests d'assimilation ont été effectués par l'intermédiaire d'un canal hydraulique de terrain permettant des mesures, sous différentes conditions de vitesse de courant (indépendamment de celles du milieu), de l'assimilation d'ammonium par les communautés en place et en condition naturelle. Le canal de terrain (2,4 x 1,2 x 0,8 m) est intéressant car il est posé en milieu naturel, il isole une portion d'une communauté (5,2 m² de benthos) et il est équipé d'un petit moteur créant un courant artificiel constant et unidirectionnel. L'eau à la sortie du canal est régulièrement pompée et une analyse des diverses concentrations est effectuée. Les résultats ont été comparés avec ceux estimés par des calculs empiriques dérivés d'équations pour vérifier si l'assimilation d'ammonium est physiquement limitée et si ces équations peuvent être utilisées pour prédire le taux de nutriments captés par ces communautés complexes. L'approche empirique consiste à prendre en compte les relations existant entre la topographie de la surface étudiée, la rugosité, et le transport chimique, ceux-ci sont des paramètres non biotiques qui ont déjà fait l'objet de nombreuses recherches (Bilger et Atkinson, 1992, Kays et Crawford 1993 dans Thomas et al, 2000). Ces recherches ont montré qu'il existait une relation de proportionnalité entre le transport des particules chimiques dissoutes sur une surface plane (T donné en mol.m⁻².s⁻¹) et l'indice de Stanton (décrit la capacité d'une surface à libérer des substances chimiques) associée à la vitesse d'un volume d'eau, et au gradient de concentration chimique au sein de l'appareil :

$$T = S_t U_b (C_b - C_w)$$

Où S_t est l'indice de Stanton, U_b est la vitesse de l'eau, C_b est la concentration chimique dans le volume d'eau, et C_w est la concentration adjacente à la paroi.

Les résultats ont montré qu'il existait une similitude entre les mesures effectuées et les prédictions de l'indice de Stanton (calculé en utilisant les mesures de coefficients de friction). Il apparaît alors que les algues affectent les caractéristiques du courant au-dessus de la communauté et joue un rôle important dans l'assimilation de l'ammonium par les communautés.

En définitive, les algues jouent ainsi un rôle d'espèce ingénieurs en conditionnant les habitats, et en changeant le modèle de courant à l'intérieur de la communauté. De plus la précédente étude montre que, le coefficient de friction peut être considéré comme un outil de mesure de l'impacte d'un ingénieur d'écosystème (selon la définition de Jones et al. 1997) sur la communauté qu'il influence.

II. Etudes faites sur le milieu dulçaquicole

A. Milieu environnemental

1. Condition de vie des macrophytes

La distribution des espèces végétales dans un hydrosystème fluvial et leur productivité dépendent d'interactions complexes entre les processus hydrodynamiques (vitesse du courant, forces de cisaillement, nature et stabilité du substrat...), les processus hydro-chimiques (cycle des éléments nutritifs, pH...) et l'énergie lumineuse utilisable pour leur photosynthèse (transparence de l'eau, ombrage) (Large et al. dans Amoros et Petts 1993). La lumière et la température sont des facteurs limitants pour la croissance, le nitrogène et le phosphore sont captés dans les sédiments ou dans la colonne d'eau, l'alimentation en carbone se fait dans la colonne d'eau ou directement dans l'atmosphère (Berger, 1999). Les zones amont des cours d'eau présentent en règle générale, une très faible productivité primaire assurée essentiellement par les algues du périlithon (mousses et diatomées). Dans les zones intermédiaires, à l'augmentation de la productivité du périlithon s'ajoute celle des macrophytes et du périphyton (algues filamenteuses fixées). Vers l'aval ces deux types de productivité se réduisent alors qu'augmente celle des algues libres du phytoplancton.

Les plantes vivant dans les eaux courantes présentent un port très flexible avec des feuilles généralement longues et fines offrant le minimum de forces de frottement au courant. Les systèmes d'enracinement, s'insinuant dans les interstices des graviers et galets constituent un système d'ancrage efficace. Dans les eaux calmes et turbides, de nombreuses espèces produisent des feuilles flottantes qui leur permettent d'utiliser l'énergie lumineuse directement en surface (*Nuphar lutea*, *Potamogeton natans*, *Trapa natans*). Les études de Brewer et Parker (1990), ont de plus montrées que les propriétés vasculaires des macrophytes étaient très différentes selon les milieux de vie (milieu marin, milieu dulçaquicole ; eaux profondes, zones de bas-fond...). Par exemple, les espèces vivant en eaux peu profondes mais exposées au courant dû au vent ou autre, ont une forme isoetide (en rosette), alors que celles des eaux profondes ont une forme elodeide (allongée, en lanières). (Brewer et Parker, 1990)

2. Transport sédimentaire

Le matériel du lit est composé de sédiments de diverses classes de taille qui peuvent être transportés soit à l'état de charge de fond, soit à l'état de charge en suspension. Le transport par suspension concerne préférentiellement les sédiments fins, issus pour l'essentiel de l'érosion des berges. La charge de fond concerne des sédiments transportés sur le fond du

cours d'eau et qui conservent un contact partiel avec lui. Le mode de déplacement sur le fond par roulement, glissement ou saltation, concerne une couche dont l'épaisseur est égale au diamètre de quelques grains. Le matériel reposant sur le fond du lit des rivières étant généralement grossier, la mise en mouvement de la charge de fond correspond habituellement à des périodes de forts débit et dépend de la compétence de l'écoulement fluvial. Le transport des sédiments est donc pour l'essentiel dépendant de la capacité de transport de l'écoulement (Gilvear et Bravard dans Amoros et Petts 1993).

B. Influence des macrophytes sur leur environnement

Bien que l'effet de ralentissement du courant par les macrophytes du lit soit bien connu dans le cas des lacs et dans celui des rivières, les cours d'eaux de plaine étant souvent dragué pour retirer les macrophytes et réduire ainsi les risques d'inondations (Sculthorpe, 1967 dans Carpenter et Lodge, 1986), Carpenter et Lodge (1986) regrettent que peu d'études soient faites pour connaître l'importance quantitative de cet effet. De plus, l'hydrodynamisme et les caractéristiques du substrat étant étroitement liés, ses facteurs influenceront la zonation des macrophytes dans le lit (Spence, 1982). Les études de Fisher et Carpenter (1976) ont déjà montré que dans des écosystèmes de rivières, la perte de substrat liée aux macrophytes était inversement lié à la biomasse des plantes aquatiques vivantes, ceci suggère que la présence de macrophytes joue un rôle de tamis en retenant les particules grossières. De même dans les lacs, il a été montré que les macrophytes contribuaient au piégeage des particules de matières organiques dans le sédiment.

Etudes faites sur les lacs

De nombreuses études ont conclu à l'impact positif des macrophytes sur la stabilisation des sédiments sur les fonds, sur la réduction de la turbidité en réduisant la remise en suspension des sédiments, et ainsi sur la qualité de l'eau. James et al, (2004) proposent d'étudier l'impact de la formation d'une canopée (*Myriophyllum sibiricum*) et de la formation d'une prairie aquatique (*Chara canescens*) sur le degré de cisaillement sédimentaire (τ) donnée en dyne.s⁻² (force nécessaire pour déplacer la masse d'un gramme, d'un centimètre par seconde au carré, 1 dyne = 10⁻⁵ Newton) et sur la remise en suspension des sédiments dans les eaux superficielles du Lac Christina, Minnesota (USA).

Le degré de cisaillement est donné par :

$$\tau = H \left[\frac{\rho(v(2\pi/T)^3)^{0.5}}{2 \sinh(2kh)} \right]$$

Où, H est la hauteur de vague (cm), ρ est la densité de l'eau (1g.cm⁻³), T est la période de la vague (secondes), ν est la viscosité cinématique, k est le nombre de vagues ($2\pi/L$ où L est la

longueur de vague en cm), et h est la profondeur de la colonne d'eau. A proximité de la plateforme de remise en suspension, un indice de cisaillement critique des sédiments sur le fond (τ_c) a été déterminé expérimentalement en utilisant un simulateur d'entraînement de particules (PES : Particle entrainment simulator) comme décrit par Tsai et Lick (1986).

D'une manière globale, les résultats montrent qu'en l'absence de ces espèces, le degré de cisaillement est bien supérieur, et la remise en suspension des sédiments est plus élevée. De plus, ces deux espèces ont un effet inhibiteur sur la remise en suspension des particules pendant les périodes de vent forts. En effet, en présence d'un vent fort ($>30 \text{ km.h}^{-1}$), $\tau_{\text{estimé}}$ près de l'interface sédimentaire était proche de zéro, la remise en suspension des sédiments était inexistante, et la turbidité du milieu était de faible concentration dans l'un et l'autre des lits de *M. sibiricum* et *Chara* lorsque leur niveau de biomasse était élevé ($>200 \text{ g.m}^{-2}$). Pour un haut niveau de biomasse, la formation d'une canopée dans le lit réduit le $\tau_{\text{estimé}}$ sur toute la colonne d'eau, alors que la formation en prairie dans le lit a un effet de réduction du $\tau_{\text{estimé}}$ plutôt au niveau bas de la colonne d'eau, ceci étant due à la différence d'architecture de la formation végétale. D'autres recherches (Fonseca et al. 1982 ; James & Barko, 1994), avaient montrées que les macrophytes submergées et émergentes pouvaient jouer un rôle important dans la minimisation de la remise en suspension des sédiments sous l'effet du vent, en lissant l'effet des vagues et en redirigeant le courant.

Dans le lac Peoria, Illinois (USA), James et son équipe (2004) ont été confrontés au problème de la remise en suspension des sédiments dû au passage fréquent de bateaux à moteurs créant des vagues et un courant perturbé. Ceci implique, une eau turbide dont la transparence diminue et empêche l'accès à la lumière pour les macrophytes. Dans cette étude on tente d'évaluer la quantité de matière solide en suspension (TSS : Total suspended solids) en fonction du degré de cisaillement créé par le courant. Pour mesurer l'indice de cisaillement la même formule que précédemment est utilisée, la turbidité est mesurée à 0,25 m au-dessus de la surface sédimentaire et la concentration en matières solides totale en suspension (TSS) est donnée par :

$$C_{\text{TSS}} = C_e + C_{\text{fond}} + (C_i - C_e - C_{\text{fond}}) \exp\left(\frac{-\omega S}{h} t\right),$$

Où C_e est la concentration en TSS à l'équilibre quand les sédiments mis en suspension équivalent ceux se déposant, C_{fond} est la concentration en TSS après une période de repos, C_i est la concentration initiale en TSS, ωS est la vitesse établie à profondeur moyenne (cm s^{-1}), h est la hauteur de la colonne d'eau (cm), et t est le pas de temps (s). La ωS des particules est déterminée en fonction de l'analyse de taille des particules. C_e a été estimé selon l'équation :

$$C_e = 0 \quad \text{quand } \tau_c < \tau,$$

$$C_e = A \left(\frac{(\tau - \tau_c)}{\tau_{ref}} \right)^n \quad \text{quand } \tau_c > \tau,$$

Le τ_{ref} est de 1 dyne cm^{-2} , pour avoir τ la dimension minimum (Luettich et al. 1990 ; Hamilton et Mitchell, 1996 dans James et al. 2004) ; et A et n sont des constantes déterminées par une analyse de régression des concentrations de TSS en suspension versus τ en excès. Les résultats montrent que τ combinée à la τ_c , était un bon indicateur prévisionnel de remise en suspension des TSS pour la station du Lac Peoria. De même, Hamilton et Mitchell (1996) et Bailey et Hamilton (1997), avaient trouvé que τ était un meilleur estimateur que d'autres variables telles que la hauteur² profondeur⁻¹ des vagues ou la longueur profondeur⁻¹ des vagues pour les changements de TSS dans de nombreux cas de bas-fond (Carper et Bachmann, 1986).

III. Etudes faites en eaux courantes

Bien qu'en milieu marin la littérature soit riche en études faites sur les impacts des macrophytes sur leur milieu par le piégeage des sédiments, il n'existe que peu de recherche *in situ* pour les eaux courantes. Les études en lacs sont elles aussi nombreuses, la turbidité du milieu permet de bien étudier le captage des particules, mais le courant y est faible et ponctuel. Les recherches de James (2004) sur la réponse des macrophytes au passage d'un bateau à moteur s'est faite par de la modélisation mais, ici encore le courant s'étend sur un espace et une période réduite.

On trouve aussi dans la littérature de nombreux écrits sur l'impacte des macrophytes sur la vitesse du courant dans le lit. Wilcock et al. (1999) ont par exemple montrés par des études *in situ* que selon les saisons la biomasse des plantes variaient et que cela avait une incidence directe sur la vitesse du courant : la biomasse étant de 370 g m⁻² fin mars alors qu'elle est de 150 g m⁻² fin novembre. Selon que l'on se situe à l'une ou l'autre de ces deux périodes, les plantes induisent une variation de la vitesse de 30 %, et la hauteur de la colonne d'eau diminue de 40 % par rapport à un chenal libre de végétaux. Cette différence de courant a elle-même une incidence sur la disponibilité de l'oxygène dissout de même que sur la température de l'eau, « les zones stagnantes en présence de macrophytes dans le lit jouent un rôle de zone de stockage transitoire et sont la cause de la non uniformité de température et d'oxygène dissout » (Wilcock et al.1999). Ainsi, en ralentissant le courant, la végétation génère un cours d'eau moins profond et plus lent, les macrophytes peuvent aussi réduire les gradients de vitesse et le cisaillement dans le lit et ainsi réduire la dispersion. C'est pourquoi il a été observé une hétérogénéité de la température et de l'oxygène dissout ; avec des eaux plus chaudes et saturées à la surface des patchs de macrophytes, que les eaux du fond du lit ou des chenaux libres de plantes.

A. Modélisation

Selon Berger et Wells (1999), pour modéliser l'hydrodynamisme des flux à travers les macrophytes, trois concepts sont à prendre en compte :

- * La porosité des macrophytes, laquelle est le ratio entre le volume occupé par les plantes et le volume total du canal

- * La résistance individuelle des tiges et des feuilles, celles-ci étant additionnées pour déterminer la force totale de résistance pour une cellule du model.

- * La valeur de Manning n , calculée en combinant l'effet de cisaillement dans le lit et la force de résistance des plantes

La force de friction totale, a été subdivisée en la composante force de friction sur le fond et la composante force de résistance des végétaux.

La force de cisaillement τ_b a été évaluée en utilisant l'indice de friction de Manning

$$\tau_b = \frac{\rho_w g n^2}{R^{1/3}} U |U|$$

Où ρ_w est la densité de l'eau, g est la constante de graviter, U est la vitesse de l'eau, R est le gradient hydraulique, et n est l'indice de rugosité (friction) de Manning.

Mais, dans ce model, la force de résistance a été évaluée sans prendre en compte la présence des macrophytes. L'indice de friction de Manning est généralement aux environs de 0,03.

La force de résistance causée pat les macrophytes a été modélisé d'une manière similaire à celle réalisé par Petryk et Bosmajian (1975) où la force de résistance D_i des plantes est :

$$D_i = C_d A_i \left(\frac{\rho_w U^2}{2} \right)$$

Avec A_i la projection normale de la surface des plantes sur la direction du courant et C_d est le coefficient de résistance.

Ainsi, dans une cellule la force de résistance totale due aux plantes est donnée par :

$$\Sigma D_i = C_d \left(\frac{\rho_w U^2}{2} \right) \Sigma A_i$$

Si une simple force d'équilibre est appliquée telle que l'ont utilisés Petryk et Bosmajian (1975), la valeur effective de Manning n pour chaque cellule du modèle sera :

$$n = n_b \sqrt{1 + \frac{C_d \Sigma A_i}{2gAL} \frac{1}{n_b^2} R^{4/3}}$$

Où, n_b est le coefficient de friction de Manning correspondant à la seule force de cisaillement du lit.

La normale de la surface totale des plantes, selon la direction du courant ΣA_i a été estimée en utilisant le ratio de la surface étudiée rapporté au poids de matière sèche déterminé par Sher-Kaul et al. (1995) pour de nombreuses espèces de macrophytes.

Green (2005) utilise aussi le coefficient de Manning n pour calculer la résistance les plantes au courant, mais il pousse le raisonnement pour évaluer le facteur de blocage par les plantes au niveau d'une section transversale, selon la formule :

$$B = \frac{A_v}{A}$$

Où B est le facteur de blocage au niveau de la section transversale ; A_v est la surface mouillée de la section transversale occupée par les macrophytes (m^2) ; A est la surface mouillée de l'ensemble de la section transversale (m^2). B est représenté par une proportion ou par un pourcentage. Il est ensuite utilisé dans la formule :

$$n_4 = 0,0043B_{WM} - 0,0497$$

Avec B_{WM} équivalent au poids de la médiane des facteurs de blocage de plusieurs sections transversales mesurées sur chaque site ; et n_4 est défini par :

$$n_4 = n_{tot} - n_b$$

Où n_4 est la composante « végétation » pour le coefficient de résistance de Manning n ; n_{tot} est la valeur totale des n de Manning.

Les résultats montrent que le facteur de blocage est un très bon indicateur pour l'élaboration d'un modèle de résistance des végétaux. Cette étude aura permis de démontrer que lorsque les végétaux sont regroupés en blocs compacts ils induisent une turbulence en relation avec la longueur des marges végétalisées, en deux dimensions par rapport à la section transversale ; l'effet de marge se poursuit au-delà de la bande végétalisée, augmentant ainsi la longueur d'effet de marge entre les plantes et le flot libre. Mais cet effet augmente aussi vraisemblablement la turbulence. A l'inverse, lorsque les pieds sont dispersés le courant est forcé de passer au travers mais il perd de l'énergie.

B. Protocole personnel

Dans un écosystème ingénieur beaucoup d'espèces cohabitent et modifient leur environnement abiotique. Selon Wright et Jones (2006), le risque lorsqu'on les étudie est alors de ne se concentrer que sur un nombre trop restreint de données, ce qui ne pourrait pas apporter une conclusion générale. Il est primordiale de collecter des données sur les paramètres fondamentaux qui gouvernent les interactions entre l'écosystème ingénieur et l'environnement, et entre l'écosystème ingénieur et les autres organismes, ceci avec des mesures standards pour pouvoir banaliser leur utilisation et les comparer selon les études. Si nous parlons ici d'espèce ingénieur il faudra donc, en plus de leurs effets physiques sur le milieu (piégeage des sédiments), inclure un modèle de dynamique des populations (Gurney et Lawton 1996, Cuddington et Hasting 2004, Wright et al. 2004 dans Wright et Jones 2006), faire des analyses d'impacts de l'ingénieur sur les autres communautés (Wright et al. 2002, Lill et Marquis 2003, Castilla et al. 2004 dans Wright et Jones 2006), intégrer l'impact et l'apport trophique de l'effet ingénieur (Wilby et al. 2001 dans Wright et Jones 2006), étudier l'influence de l'ingénieur sur le système transversal et les taxas transversaux et leurs

conséquences sur le milieu (Lavelle et al. 1997, Wright et Jones 2004 ... dans Wright et Jones 2006), appliquer le principe de science de l'ingénierie à celui d'écosystème ingénieur d'un organisme (Thomas et al. 2000), et enfin développer les technologies permettant de les étudier (Lavelle et al. 1997, Pickett et al. 2000 dans Wright et Jones 2006).

Pour étudier l'impact des macrophytes des eaux courantes sur le piégeage des sédiments, deux approches peuvent être abordées. L'une est *in situ* avec le canal de Thomas et al. (2000) qui peut créer des situations artificielles en milieu naturel. En effet il est alors possible d'évaluer la remise en suspension ou au contraire le dépôt des sédiments selon diverses vitesses de courant, de même qu'il est possible d'y introduire diverses concentrations de sédiments avec des échantillons de particules de tailles variables. Dans ces conditions il est possible de simuler des situations de crues pouvant correspondre à diverses périodes de l'année (variabilité de la densité des plantes en place). Ce protocole, pourra être comparé ensuite à une modélisation telle que celle de Green (2005), en intégrant dans le modèle les mêmes paramètres que ceux de l'expérimentation *in situ* : control de la taille des particules, de la vitesse du courant, de la densité du patch....Il deviendra alors possible d'évaluer l'effet de capture des sédiment par les diverses espèces de macrophytes des cours d'eau.

Conclusion

Une meilleure connaissance des processus d'interactions entre espèces ingénieurs et milieu environnant servent entre autre à mieux gérer notre environnement. Dans le cas des lacs, les études de James (2004) peuvent ainsi servir pour la gestion, la preuve étant donnée que la présence de macrophytes réduit les matières en suspensions, ce qui rend l'eau moins turbide et améliore ainsi la qualité de l'habitat pour la faune aquatique. Son modèle permet de savoir en quels lieux il devient intéressant de réintégrer des plantes pour diminuer la turbidité d'un lac peu profond. De plus, les macrophytes sont une source de nourriture, un refuge pour les animaux aquatiques, elles augmentent la variabilité diurne pour un grand nombre de variables écologiques et physicochimiques et, inhibent les processus de remise en suspension qui détériorent la qualité de l'habitat (Wilcock, 1999). Une gestion intégrée des macrophytes aquatiques doit aborder trois facteurs : le contrôle des populations, la mise en valeur des espèces et, l'identification et la résolution des conflits d'usages dans le domaine de l'eau. Des procédures techniques (contrôle et mise en valeur des macrophytes) et sociales (résolution des conflits) universelles doivent être élaborées pour résoudre les problèmes associés au statut des macrophytes intégrées au domaine de l'eau (Johnstone, 1986).

Aborder l'étude des macrophytes en tant qu'écosystème ingénieur orientera indubitablement les perspectives de gestion. En effet selon Wright et Jones (2006), « La raison principale pour laquelle une attention particulière est donnée aux écosystèmes ingénieurs est qu'ils sont perçus pour jouer un rôle primordial en tant que contributeurs dans les processus de distribution et d'abondance des organismes, et dans le fonctionnement de l'écosystème ». Ainsi, dans un sens large, Hasting et al. (2007) suggèrent que les travaux sur les écosystèmes ingénieurs offrent un modèle et des leçons pour le chemin que doivent suivre les hommes dans leur gestion de l'environnement (Jones et al. 1994), tels que ceux modifiant l'hydrologie (Rosemond et Anderson 2003 dans Hasting et al. 2007). Les écosystèmes ingénieurs pourvoient aux besoins des écosystèmes, en tant que mémoire et régulateurs des sols, de l'eau et du climat. Le concept d'ingénieur doit aujourd'hui être explicitement intégré dans les considérations de services d'écosystèmes. Enfin, les espèces ingénieurs peuvent être un élément phare dans l'application des efforts consacrés à la conservation des espèces et des habitats, dans la gestion des espèces invasives et dans la restauration (Byers et al. 2006, Wright et Jones 2006).

BIBLIOGRAPHIE

- Amoros, C and Petts, G. E.,1993. *Hydrosystèmes fluviaux* , Paris, Masson, 300p.
- Bailey, M. C. and D. P. Hamilton, 1997. Wind induced sediment resuspension: a lakewide model. *Ecological Modeling* **99**: 217– 228.
- Barko, J. W., D. Gunnison, S. R. Carpenter, 1991. Sediment interactions with submersed macrophyte growth and community dynamics. *Aquatic botany* **41**(1-3): 41-65.
- Berger, C. and Wells, S., 1999. Macrophyte Modeling of the Columbia Slough, *Proceedings International Water Resources Engineering Conference*, ASCE, Seattle, Wa, Aug.8-11.
- Berkenbusch, K., A. A. Rowden, T. E. Myers ,2007. Interactions between seagrasses and burrowing ghost shrimps and their influence on infaunal assemblages. *Journal of experimental marine biology and ecology* **341**(1): 70.
- Boström, C. and E. Bonsdorff, 1997. Community structure and spatial variation of benthic invertebrates associated with *Zostera marina* (L.) beds in the northern Baltic Sea. *Journal of sea research* **37**(1-2): 153.
- Bowden, D. A., A. A. Rowden, M. J. Attrill, 2001. Effect of patch size and in-patch location on the infaunal macroinvertebrate assemblages of *Zostera marina* seagrass beds. *Journal of experimental marine biology and ecology* **259**(2): 133-154
- Brewer, C. A. and M. Parker, 1990. Adaptations of macrophytes to life in moving water: Upslope limits and mechanical properties of stems. *Hydrobiologia* **194**(2): 133-142.
- Byers, J.E., Cuddington, K., Jones, C.G., Talley, T.S., Hastings, A., Lambrinos, J.G. et al. 2006. Using ecosystem engineers to restore ecological systems. *Trends Ecol. Evol.*, **21**, 493–500.
- Callaway, R, 2006. Tube worms promote community change. *Marine Ecology Progress Series* **308**: 49-60
- Carpenter, S. R and D. Lodge. 1986. Effects of submersed macrophytes on ecosystem processes. *Aquatic botany* **26**(3-4)
- Carper, G. L. and R. W. Bachmann, 1986. Wind resuspension of sediments in a prairie lake. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **41**: 1763–1767.
- Castilla JC, Lagos NA, Cerda M. 2004. Marine ecosystem engineering by the alien ascidian *Pyura praeputialis* on a mid-intertidal rocky shore. *Marine Ecology Progress Series* **268**: 119–130.
- Cuddington K and Hastings A. 2004. Invasive engineers. *Ecological Modelling* **178**: 335–347.
- Fisher, S.G. and Carpenter, S.R., 1976. Ecosystem and macrophyte primary production of the Fort River, Massachusetts. *Hydrobiologia*, **47**: 175--187.
- Fonseca, M.S., Zieman, J.C., Thayer, G.W., Fisher, J.S., 1983. The role of current velocity in structuring seagrass, *Zostera marina* L., meadows. *Estuarine Coastal Shelf Sci.* **17**, 367–380.
- Fonseca, M. S., J. S. Fisher, J. C. Zieman, G. W. Thayer, 1982. Influence of the sea grass, *Zostera marina* L., on current flow. *Estuarine and Coastal Shelf Science* **15**: 351–364.
- Gilvear D.J and Bravard J.P “Dynamique fluviale » in Amoros, C et Petts, G. E.,1993. *Hydrosystèmes fluviaux* , Paris, Masson, 300p.
- Ginsburg, R. N., and Lowenstam, H. A., 1958, The influence of marine bottom communities on the depositional environment of sediments: *Jour. Geology* v. **66**, p. 310-318.
- Green, J. C. 2006. Effect of macrophyte spatial variability on channel resistance. *Advances in Water Resources* **29**(3): 426-438.

- Hamilton, D. P. and S. F. Mitchell, 1996. An empirical model for sediment resuspension in shallow lakes. *Hydrobiologia* **317**: 209–220.
- Hastings, A., J. E. Byers, J. Crooks, K. Cuddington, C. G. Jones, J. Lambrinos, T. Talley, W. G. Wilson. 2006. Ecosystem engineering in space and time. *Ecology Letters*. Vol: **10**. Pages 1-12.
- James, W. F., J. W. Barko, M. G. Butler. 2004. Shear stress and sediment resuspension in relation to submersed macrophyte biomass. *Hydrobiologia* **515**(1-3): 181-191.
- James, W. F., E. P. Best, J. W. Barko. 2004. Sediment resuspension and light attenuation in Peoria Lake: can macrophytes improve water quality in this shallow system? *Hydrobiologia* **515**(1-3): 193-201.
- James, W. F. and J. W. Barko, 1994. Macrophyte influences on sediment resuspension and export in a shallow impoundment. *Lake and Reservoir Management* **10**: 95–102.
- James, W.F., and Barko, J.W. 1990. Macrophyte influences on the zonation of sediment accretion and composition in a northtemperate reservoir. *Arch. Hydrobiol.* **120**: 129–142.
- Johnstone, I. M., 1986. Macrophyte management: an integrated perspective. *New Zealand J. Mar. Freshwat. Res.* **20**: 599–614
- Jones CG, Lawton JH, Shachak M. 1994. Organisms as ecosystem engineers. *Oikos* **69**: 373–386.
- Jones CG. 1997. Positive and negative effects of organisms as physical ecosystem engineers. *Ecology* **78**: 1946–1957.
- Gurney WSC and Lawton JH. 1996. The population dynamics of ecosystem engineers. *Oikos* **76**: 273–283.
- Large A.R.G, Wade P.M, Pautou G, Amoros C. “Producteurs et production primaire » in Amoros, C et Petts, G. E.,1993. *Hydrosystèmes fluviaux* , Paris, Masson, 300p.
- Lavelle P, Bignell D, Lepage M, Wolters V, Roger P, Ineson P, Heal OW, Dhillion S. 1997. Soil function in a changing world: The role of invertebrate ecosystem engineers. *European Journal of Soil Biology* **33**: 159–193.
- Lill JT and Marquis RJ. 2003. Ecosystem engineering by caterpillars increases insect herbivore diversity on white oak. *Ecology* **84**: 682–690.
- Luetlich, R. A., D. R. F. Harleman, L. Somyódy, 1990. Dynamic behavior of suspended sediment concentration in a shallow lake perturbed by episodic wind events. *Limnology and Oceanography* **35**: 1050–1067.
- Pickett STA, Cadenasso ML, Jones CG. 2000. Generation of heterogeneity by organisms: Creation, maintenance, and transformation. Pages 33–52 in Hutchings MJ, John EA, Stewart AJA, eds. *The Ecological Consequences of Environmental Heterogeneity: The 40th Symposium of the British Ecological Society*. Oxford (United Kingdom): Blackwell Science.
- Rosemond, A.D. and Anderson, C.B, 2003. Engineering role models: do non-human species have the answers? *Ecol. Eng.*, **20**, 379–387.
- Scoffin, T .P . 1970 . The trapping and binding of subtidal carbonate sediments by marine vegetation in Bimini lagoon, Bahamas . *J . Sed . Pet .* **40** : 249-273
- Sculthorpe, C. D. 1967. The biology of aquatic vascular plants. *St. Martin's Press, New York*.
- Sher-Kaul, S., Oertli, B., Castella, E. and J. Lachavanne, 1995. Relationship between biomass and surface area of six submerged aquatic plant species. *Aquatic Botany*, **51**, 147-154.
- Spence, D.H.N., 1982. The zonation of plants in freshwater lakes. In: A. MacFadyen and E.D. Ford (Editor), *Advances in Ecological Research. Academic Press, London*, pp. 37--126.
- Petryk, S. and G. Bosmajian III, 1975. Analysis of flow through vegetation. *Journal of the Hydraulics Division, Proceedings of the ASCE*, **101**(HY7), 871-884.

- Thomas FIM, Cornelisen CD, Zande J. M, 2000. Effects of water velocity and canopy morphology on ammonium uptake by seagrass communities. *Ecology* **81**: 2704–2713.
- Tsai, C.H. and W. Lick, 1986. A portable device for measuring sediment resuspension. *J. of Great Lakes Res.*, Vol. **12**, No. 4, pp. 314–321.
- Zühlke, R., 2001. Polychaete tubes create ephemeral community patterns: *Lanice conchilega* (Pallas, 1766) associations studied over six years. *J. Mar. Res.* **46**, 261–272.
- Wilby A, Shachak M, Boeken B. 2001. Integration of ecosystem engineering and trophic effects of herbivores. *Oikos* **92**: 436–444.
- Wright JP, Jones CG, Flecker AS. 2002. An ecosystem engineer, the beaver, increases species richness at the landscape scale. *Oecologia* **132**: 96–101.
- Wright JP, Gurney WSC, Jones CG. 2004. Patch dynamics in a landscape modified by ecosystem engineers. *Oikos* **105**: 336–348.
- Wright, J. P and Jones, C. G. 2006. The Concept of Organisms as Ecosystem Engineers Ten Years On: Progress, Limitations, and Challenges. *BioScience* **56**:3, 203

Table des matières

REMERCIEMENT	3
Résumé.....	4
SOMMAIRE	5
Introduction	6
I. Etudes faites sur le milieu marin	8
A. Zostera marina espèce ingénieur par son influence sur les assemblages benthiques	8
B. Influence des algues sur la sédimentation	9
II. Etudes faites sur le milieu dulçaquicole	11
A. Milieu environnemental	11
1. Condition de vie des macrophytes	11
2. Transport sédimentaire	11
B. Influence des macrophytes sur leur environnement	12
<u>Etudes faites sur les lacs</u>	12
III. Etudes faites en eaux courantes	15
A. Modélisation	15
B. Protocole personnel	17
Conclusion	19
BIBLIOGRAPHIE	20
Table des matières	23