

**(2) LES MACROPHYTES AQUATIQUES DES BERGES LAGUNAIRES****AQUATIC MACROPHYTES OF LAGUNAR RIVES**

Par

**GUIRAL D. et N. ETIEN**  
**Centre de Recherches Océanologiques**  
**B.P. V 18 ABIDJAN (Côte d'Ivoire)**  
---ooOoo---**RESUME**

Cet article de synthèse décrit la composition et l'organisation des végétations colonisant les berges de la lagune Ebrié et fournit des données originales sur l'évolution récente de ces associations consécutivement à l'introduction accidentelle de 2 nouvelles espèces de macrophytes flottantes (*Salvinia molesta* et *Eichhornia crassipes*).

Un historique de l'invasion de ces 2 espèces en Côte d'Ivoire est présenté et resitué dans un cadre plus général retraçant à partir d'un travail bibliographique l'expansion mondiale et plus spécifiquement africaine de ces 2 espèces.

Une étude comparative des compositions chimiques (C,N,P) des 3 espèces de macrophytes aquatiques flottantes (*Pistia stratiotes*, *Salvinia molesta*, *Eichhornia crassipes*) colonisant la lagune Ebrié a mis en évidence la richesse nutritive potentielle de *E. crassipes*.

Dans le cadre spécifique de la lagune Ebrié les modifications écologiques engendrées par la prolifération de ces plantes sont présentées.

La croissance de ces 3 espèces en milieu contrôlé a été estimée et le rôle de la salinité en tant que facteur de contrôle de la multiplication de ces plantes a été analysé.

En conclusion, les divers moyens de lutte contre les végétations aquatiques flottantes ont été énumérés et les options prises par la Côte d'Ivoire pour l'éradication de ces plantes de la lagune Ebrié présentées :

- dans l'immédiat
  - 1) détournement des eaux de crue par la réouverture du Grau de Bassam
  - 2) installation de barrages flottants.
- dans le futur, lutte chimique et biologique.

**Mots-clés :** Macrophytes aquatiques flottants, *Salvinia molesta*, *Pistia stratiotes*, *Eichhornia crassipes*, Milieu lagunaire, Composition élémentaire, Biomasse, Résistance à la salinité.

**ABSTRACT**

This synthetic article describes the composition and organization of vegetations colonizing the Ebrié Lagoon banks and provides original data on the recent evolution of this association consecutively to the accidental introduction of 2 new species of floating macrophytes (*Salvinia molesta* and *Eichhornia crassipes*).

An historical record of the invasion by this 2 species in Côte d'Ivoire is presented and relocated in a more general context, recalling, from a bibliographical work, the worldwide and more specifically the african expansion of this 2 species.

A comparative study of chemical composition (C,N,P) of the 3 aquatic floating macrophytes species (*P. stratiotes*, *S. molesta*, *E. crassipes*) colonizing the Ebrié Lagoon displayed the potential nutritive resource of *E. crassipes*.

In the specific limits of the Ebrié Lagoon, ecological modifications generated by the proliferation of this plants are presented.

The growth of this 3 species in a controlled environment was estimated and the role of salinity as a control factor of the multiplication of this plants was analyzed.

To sum up, various means of controlling this floating aquatic vegetations were enumerated and options taken by Côte d'Ivoire for the eradication of this plants from the Ebrié Lagoon were presented :

- For the time being
  - 1) diversion of rising waters by the opening of Bassam channel
  - 2) setting up of floating barriers
- In the future chemical and biological control.

**Key- Words :** Floating aquatic macrophytes, *Salvinia molesta*, *Pistia stratiotes*, *Eichhornia crassipes*, Lagoon environment, Elementary composition, Biomass, Resistance to salinity.

## INTRODUCTION

La Lagune Ebrié est caractérisée par de faibles marnages, limités essentiellement à la seule zone estuarienne. Elle ne présente ainsi que de très faibles surfaces exondables aux échelles journalières et annuelle. Cette particularité du système lagunaire, avec des zones inondables très limitées, est à l'origine du faible développement des formations végétales colonisant les berges. L'étude de ces associations reste encore très fragmentaire, bien que leur rôle fonctionnel soit localement important, comme l'attestent les très nombreux débris figurés dans les sédiments superficiels des baies fermées (Aghien, Abou Abou, Cosrou).

Cependant, l'introduction récente d'espèces très proliférantes dans le secteur Est de la lagune a contribué à un renouveau de l'étude de ces formations et à une meilleure prise en compte de leur importance écologique. Indépendamment de cet aspect conjoncturel, l'intérêt pour la connaissance et la conservation des zones humides côtières (Z.H.C.) à l'échelle mondiale et en Côte d'Ivoire tend à se développer depuis quelques années. Le fonctionnement de tels milieux est encore très mal connu, mais ces sites hébergent une faune très diversifiée, dont certaines espèces endémiques souvent menacées d'extinction. Parmi celles-ci, on peut citer en Lagune Ebrié, pour les Mammifères, les lamantins (*Trichechus senegalensis*), pour les Reptiles, les crocodiles (*Crocodylus niloticus*, *C. cataphractus* et *Osteolaemus tetrasis*), et pour les oiseaux, les rapaces *Pandion*

*haliaetus* et *Scotopelia peli* (Nicole et al., 1987).

## 1 - ZONATION VEGETALE EN LAGUNE EBRIE

Les associations végétales des berges de la Lagune Ebrié s'organisent classiquement en zones parallèles selon la bathymétrie. Leur structure et leur composition spécifique sont conditionnées par les caractéristiques édaphiques du substrat (granulométrie, degré d'hydromorphie), et par la salinité des eaux d'immersion.

Aux embouchures en lagune des fleuves Comoé, La Mé et Agnéby, on observe en passant des eaux libres à la terre exondée, une ceinture d'hydrophytes submergés et flottants relativement bien développée dans les zones d'eau vive. Cette association correspondant aux zones potamifère (très peu développée) et nupharifère comprend des hydrophytes nageants fixés en voie de disparition (*Nymphaea lotus*, Nymphaeacées), des hydrophytes nageants libres (*Pistia stratiotes*, Aracées, *Salvinia molesta*, Salviniacées, *Eichhornia crassipes*, Pontédériacées). A cette ceinture, succède une zone de prairie (Borgoutière) nettement plus développée, constituée d'hélophytes graminéens (*Echinochloa pyramidalis*, Poacées) à laquelle se substitue une frange d'hélophytes à Cypérocées (*Cyperus articulatus*, Cyperacées) colonisant les fonds plats et vaseux périodiquement inondés (Porter, 1950, 1951 ; Hedin, 1933). De cette ceinture de colmatage des berges, on peut passer ensuite graduellement en s'éloignant du plan d'eau :

- soit à une formation marécageuse tourbeuse à hydromorphie permanente, présente exclusivement dans les zones de bas-fond mal drainées et périodiquement inondées par des eaux très douces. Cette formation particulièrement bien développée dans l'ancien delta de l'Agnéby comprend essentiellement des fougères (*Nephrolepis biserrata*, Davalliées et *Caeratopteris cornuta*, Adiantacées) ; elle est considérée comme une formation résultant de la dégradation de la raphiale climacique. Dans les secteurs non anthropisés, les espèces dominantes sont *Mitragyna ciliata* (Rubiacées), *Symphonia globulifera* (Guttifères) et *Raphia hookeri* (Arécacées), et les espèces accompagnatrices *Ficus congensis*, *F. ovata* (Moracées), *Cludia klainei* (Caesalpiniacées)... (Nicole et al., 1987). Il est à noter que la présence du genre *Raphia*, correspondant à des plantes de lumière, indique toujours une ouverture plus ou moins ancienne de la forêt.

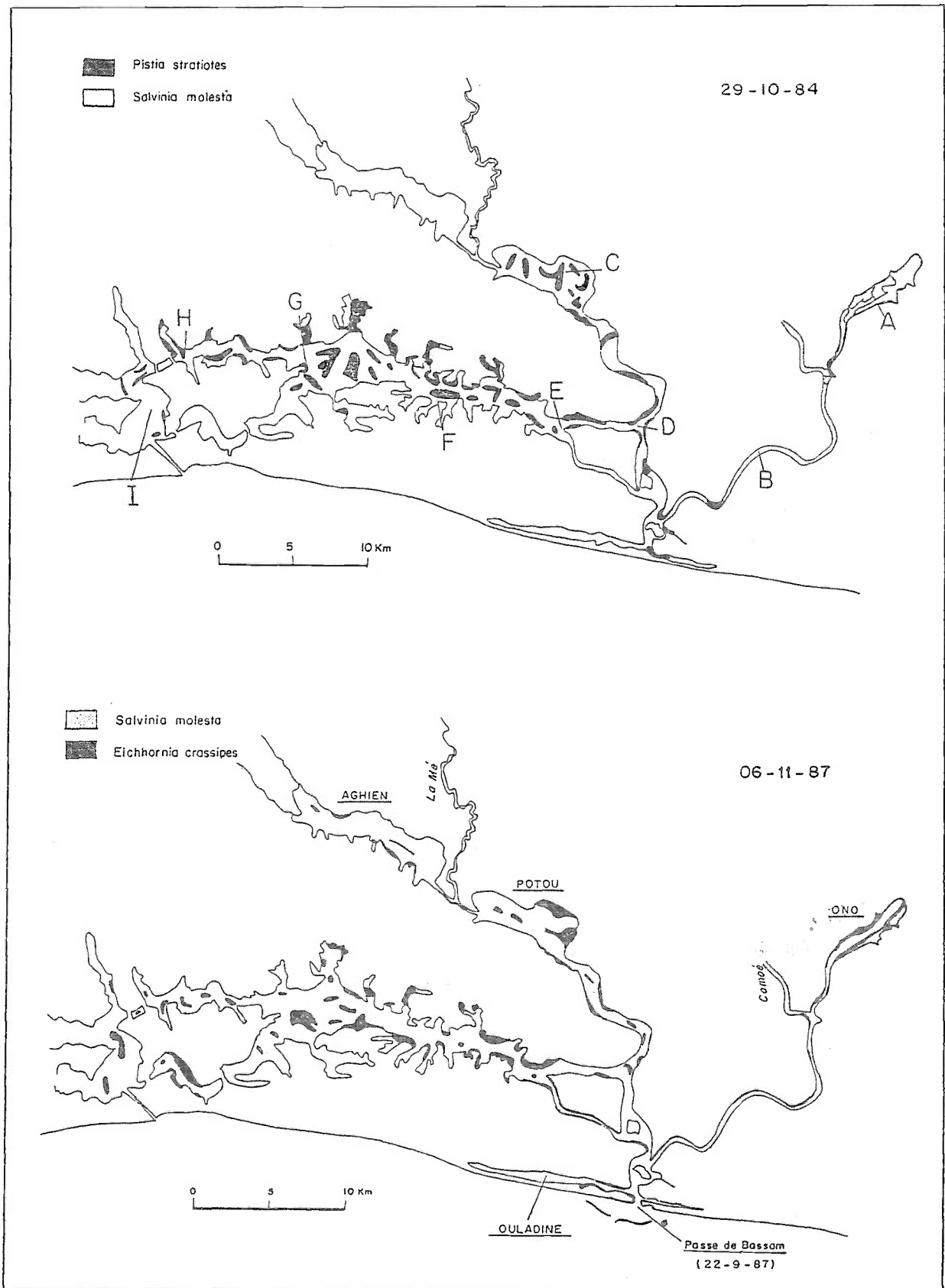


Figure 1 : Evolution des taux de recouvrement et de la composition spécifique des hydrophytes flottantes colonisant le secteur Est de la lagune Ebrié. (a) Survol aérien du 29 octobre 1984 ; (b) Survol aérien du 6 novembre 1987.  
 Evolution of covering rates and specific composition of floating hydrophytes colonizing the East sector of the Ebrié lagoon. (a) October 29<sup>th</sup> 1984 flight over ; (b) November 6<sup>th</sup> 1987.

Ceci explique l'absence de *R. hookeri* des forêts marécageuses bien conservées des lagunes Aghien et Potou (Fig. 1b) ;

- soit à des mangroves, où seule la formation à palétuviers est représentée. Les marais à halophytes herbacés (tannes herbues ou tannes herbacés) rencontrés dans les mangroves des pays limitrophes sont, en effet, inexistant dans le système lagunaire Ebrié (et d'une manière générale, en Côte d'Ivoire) en tant que formation végétale bien définie. La mangrove se développe sur des sols hydromorphes salés, résultant de l'accumulation d'alluvions, et soumis à l'influence des marées (Nicole *et al.*, 1987). En Côte d'Ivoire, cette formation à palétuviers est considérée, d'un point de vue floristique, comme l'une des plus pauvres du monde. Elle ne comprend que trois espèces arborescentes spécifiques : *Rhizophora racemosa* (Rhizophoracées), *Avicennia germinans* (Alicénniacées) et *Conocarpus erectus*, Combretacées), parmi les six présentes dans l'Ouest Africain, alors que soixante espèces sont recensées à l'échelle du globe (Egnankou, 1985). Ces trois espèces présentent une distribution zonale conditionnée par la nature du substrat, la fréquence des inondations, et surtout la salinité des eaux de submersion. Constituant l'essence la plus fréquemment observée, et souvent en peuplement monospécifique en Lagune Ebrié, *R. racemosa* colonise les zones de front à faible salinité, entre lagune et continent. Associée à la précédente, *A. germinans* présente une zonation moins stricte, se développant à la fois sur substrat meuble et sableux, et supportant des salinités plus élevées. Plus rare, *C. erectus* est observé dans la zone d'interface entre la mangrove et la forêt tropicale humide. Remarquable sur le plan écologique car constituée d'espèces présentant de multiples adaptations morphologiques et physiologiques, cette association comprend un nombre limité de familles (Avicénniacées, Combretacées, Rhizophoracées, et Adiantacées).

Ces diverses espèces et particulièrement les palétuviers sont soumises à une intense exploitation en lagune (bois de construction, bois de chauffe et de fumage de poissons), et ne constitue plus qu'un peuplement relictuel, objet de fortes pressions anthropiques (aménagement des rives lagunaires, établissement de plantations industrielles : palmeraies, cocoteraies). Dans les zones où cette formation de mangrove est encore observée (Lagunes Potou, Aghien et Ouladine - Fig.1), elle colonise seulement 1,5% des rives lagunaires (Fredoux, 1980), étant partout très fortement concurrencée par la forêt marécageuse à *Raphia hookeri* et *Cyrtosperma senegalense* (Aracées).

Si la végétation arborée colonisant les berges lagunaires présente une certaine pérennité (indépendamment des modifications anthropiques), la situation est bien différente pour les ceintures d'hélophytes graminéens et surtout pour les hydrophytes submergés et flottants. Depuis cinquante ans, en effet, ces associations ont enregistré de très profonds bouleversements occasionnés par l'ouverture du Canal de Vridi et l'introduction accidentelle d'espèces à très fort potentiel de croissance en milieu oligohalin (*Salvinia molesta*, *Eichhornia crassipes*). Plus directement dépendantes du système lagunaire, ces végétations ont fait l'objet d'études plus approfondies en Lagune Ebrié (Guiral, *in prep.*), car leurs explosions démographiques entraînent des modifications très profondes du fonctionnement de l'écosystème lagunaire, et bouleversent l'organisation socio-économique des zones riveraines.

## 2 - LES MACROPHYTES FLOTTANTS DE LA LAGUNE EBRIE

Antérieurement à l'ouverture du Canal de Vridi, *Pistia stratiotes* constituait une espèce commune de la Lagune Ebrié, colonisant plus particulièrement les criques et les baies à fort taux de sédimentation aux contacts des eaux vives continentales. En 1933, cette espèce a présenté une expansion maximale lors d'une crue exceptionnelle du Comoé (le niveau de la lagune se situant 1,4 m au-dessus de son niveau normal). Cette prolifération a coïncidé avec un développement très important de *Ceratophyllum demersum* (Cératophyllacées). En 1934, à la suite du drainage réalisé par une ouverture du Canal de Vridi et d'un arrêt précoce des pluies, l'intrusion marine affecta l'ensemble du système lagunaire, atteignant les Lagunes Potou et Aghien (Fig. 1). L'augmentation de la salinité entraîna la mort et la décomposition très rapide de *Pistia stratiotes* (à l'origine d'une mortalité très importante de poissons) et une éradication, totale et définitive de *C. demersum* et des nénuphars (*Nymphaea micrantha*, Nymphéacées). Cette forte régression de *P. stratiotes* a coïncidé avec une extension des borgoutières à *Echinochloa pyramidalis*, qui en 1949, colonisait tous les atterrissements des berges Nord de la lagune, à l'exception de la crique de Dabou, où cette espèce était concurrencée par *Oryza barthii* (Poacées), introduite vers 1940 (Porter, 1950 et 1951). Cette tendance à l'élimination des hydrophytes d'eau continentale et vive s'est renforcée lors de l'ouverture permanente du Canal de Vridi en janvier 1951. A partir de cette date, *P. stratiotes* n'est observée, dans

l'ensemble du secteur Est de la lagune, qu'en période de post-cruve du fleuve Comoé, constituant des îlots flottants et dérivants au sein desquels sont associés *E. pyramidalis* (détaché par le courant des berges du bas cours du fleuve). Cette évolution s'est reproduite annuellement jusqu'en 1984, avec une intensité et une durée liée à l'importance de la crue, et donc de la dessalure des eaux lagunaires.

En 1983, une nouvelle espèce, à l'origine exclusivement localisée en lagune Ono, est apparue en Lagune Ebrié (Fig. 1). Très rapidement, elle a colonisé d'une manière permanente les baies où, jusqu'alors, seule *P. stratiotes* était présente de manière saisonnière. Cette espèce déterminée initialement comme *Salvinia nymphellula*, était observée pour la première fois en Côte d'Ivoire en décembre 1971 dans les mares proches d'Abidjan, et en 1972 dans le Parc National du Banco (Aké Assi, 1977). Dans le cas de la Lagune Ono, des études complémentaires ont permis de rattacher cette plante à l'espèce *S. molesta*, qui a été décrite pour la première fois en mai 1959 dans le lac Kariba au Zimbabwe (Mitchell, 1972). Contrairement à *S. nymphellula*, *S. molesta* (Fig. 2) présente des sporocarpes stériles densément velus (les mâles étant sessiles, les femelles pédonculés), et sur la face supérieure des feuilles, des papilles surmontées de poils dont l'extrémité est subdivisée en quatre ramifications se rejoignant à leur sommet. *S. molesta* est un ptéridophyte aquatique flottant originaire du Sud-Est brésilien (Forno et Harley, 1979). Elle a été introduite par l'homme dans diverses régions tropicales et subtropicales, où son potentiel de croissance et de multiplication l'ont assimilée à un véritable fléau. En 1933, elle est importée à Calcutta (Inde), puis expédiée en 1939 à l'Université de Colombo (Sri-Lanka). En 1947, elle présente dans cette île sa première phase de prolifération, colonisant l'ensemble des rizières et obstruant les canaux d'irrigation (Williams, 1956). Elle est observée pour la première fois sur le continent africain en 1948 sur le Zambeze, au-dessus des chutes Victoria. En mai 1959, cinq mois après la construction du barrage et la création du Lac Kariba au Zimbabwe, *S. molesta* qui s'était maintenue sur le Zambeze sans apparente progression connaît une phase d'expansion considérable, occupant une superficie de 266 km<sup>2</sup> en 1960, et atteignant 1003 km<sup>2</sup> en 1962 (Loveless, 1969). Elle est ensuite signalée au Kenya sur le Lac Naivaska (Gaudet, 1976) et sur le Congo (Little, 1965a). Son aire de répartition s'étend à l'Australie en 1952 (Mitchell, 1978), et à la Papouasie - Nouvelle Guinée en 1971 (Mitchell, 1979). Elle est très certainement présente en Malaisie, en Indonésie et en

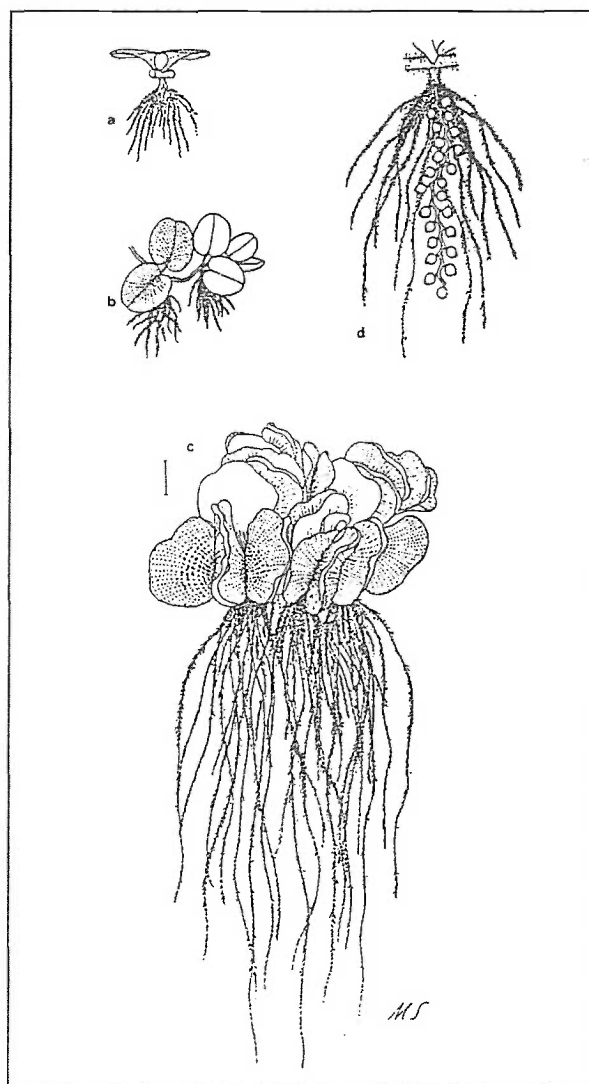


Figure 2 : *Salvinia molesta* MITCHELL. Aspect général des rameaux aériens et submergés des plantes en phase de colonisation (a et b), et à fort taux de recouvrement (c). Feuille submergée montrant le segment portant les sporocarpes stériles lisses et pédonculés (d).

*Salvinia molesta* Mitchell. General aspect of aerial and submerged ramifications of plants in colonization phase (a and b) and in high covering rate phase (c). Submerged leaves showing the segment with sterile, smooth and peduncle sporocarps.

En Lagune Ebrié, son expansion, constante jusqu'en 1986, fut arrêtée par l'arrivée en lagune d'*Eichhornia crassipes* (Fig. 3). Cette espèce a été observée pour la première fois hors de son aire d'origine sud-américaine au Sri-Lanka en 1933 (Jepson, 1933). Elle colonise ensuite successivement les îles Fidji (Parham, 1947), l'Indonésie (Vaas et Sachlan, 1949) et la

Nouvelle-Zélande (Manson et Manson, 1958). Son aire de répartition englobe maintenant l'ensemble des zones tropicales et subtropicales

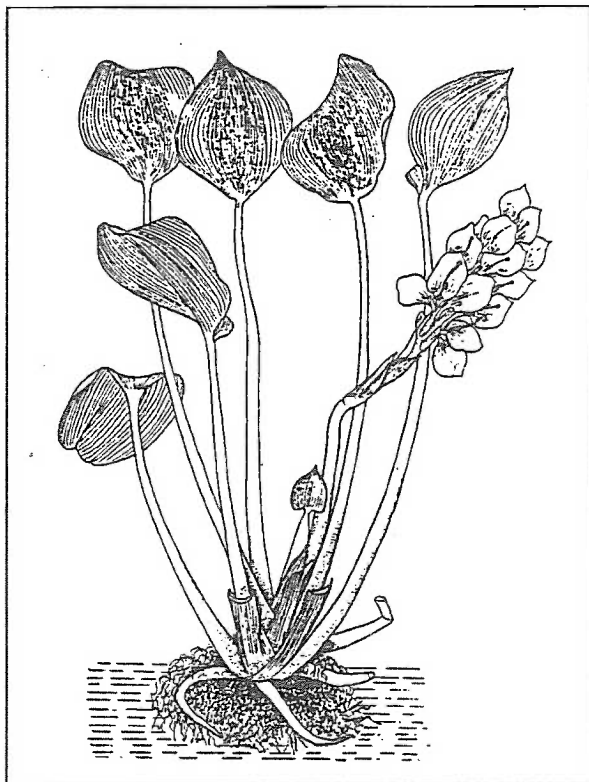


Figure 3 : *Eichhornia crassipes* SOLM. Morphologie générale.

*Eichhornia crassipes* SOLM. General morphology.

mondiales, s'étendant aux Etats-Unis (Holm *et al.*, 1969 ; Bennett, 1972) et à l'Australie (Wright, 1981). En Afrique, elle est décrite pour la première fois en 1950 dans la flore d'Egypte (Tackholm et Drar, 1950). Sa présence sur les systèmes fluviaux est ensuite notée au Zaïre en 1955, avec d'importantes nuisances (Dubois, 1955 ; Robyns, 1956) et au Zimbabwe (Wild, 1956). Elle est ensuite observée au Mozambique et en Angola (Mendonca, 1958), et fait l'objet de multiples études au Soudan en vue de son éradication du haut cours du Nil (Gay, 1958). Dans la première synthèse sur la répartition en Afrique d'*E. crassipes*, Wild (1961) indique sa présence en Tanzanie et Madagascar. Sa première observation dans un pays de l'Afrique de l'Ouest est notée par Little (1965b) au Sénégal. Elle est ensuite observée à l'île Maurice (Robson, 1976), et infeste à partir de 1979 des lacs de barrage d'Afrique du Sud (Scott *et al.*, 1979), où sa première observation date de 1959 (Jacot-Guillarmod, 1979). A partir de 1984, son extension se généralise en Afrique de l'Ouest : elle colonise d'abord le Bénin, puis le

Nigéria en janvier 1985 (Oso, 1988), où sa prolifération dans la Lagune de Lagos est immédiatement à l'origine de multiples difficultés (limitation des activités de pêche et de navigation). Sa présence est aussi signalée sur des lacs de barrage au Ghana. Elle a été introduite en Côte d'Ivoire en 1985 comme plante ornementale par les horticulteurs installés à Abidjan sur les rives lagunaires. En quelques mois, cette plante s'est répandue accidentellement dans l'ensemble du système lagunaire, colonisant toutes les zones oligohalines (à l'Est d'Abidjan) et estuarienne (en période de crue), supplantant progressivement *S. molesta* et ceci même au sein de la lagune Ono. En octobre 1984, cette dernière était colonisée à 70% par un peuplement monospécifique de *S. molesta* (Fig. 1a), alors qu'à la même période, en 1987, en association avec *E. crassipes*, *S. molesta* ne représente que 30% du peuplement macrophytique total, dont l'ensemble n'occupe plus que la moitié de la surface du plan d'eau (Fig. 1b). Devant l'ampleur de cette invasion et des conséquences économiques associées, la Communauté Economique des Etats de l'Afrique de l'Ouest décide en 1988 l'élaboration d'un plan intégré visant au contrôle efficace et/ou une éventuelle valorisation (engrais, compost, aliments pour le bétail, source de bio-gaz, pâte à papier ...) de la Jacinthe d'eau (Oso, 1988).

### 3 - COMPOSITION CHIMIQUE DES MACROPHYTES AQUATIQUES FLOTTANTS DE LA LAGUNE EBRIE

Les trois espèces de macrophytes flottants colonisant les eaux de surface de la Lagune Ebrié sont caractérisées par des teneurs en eau très élevées, voisines de 95% du poids frais. Cependant, les concentrations en carbone et azote organiques et les compositions minérales diffèrent sensiblement selon les espèces (Fig.4). Ces différences de composition observées en Lagune Ebrié sont confirmées par des analyses réalisées à partir d'échantillons recueillis dans d'autres régions également infestées (Tab. 1). *E. crassipes* présente de fortes concentrations en azote et, à un moindre degré, en phosphore, ceci principalement au niveau de son système foliaire. Les concentrations en potassium et calcium sont importantes chez *P. stratiotes*, plus particulièrement au niveau du système racinaire. Chez *S. molesta*, les compositions des feuilles aériennes et de la feuille immergée (pourtant très différentes sur un plan morphologique) sont très voisines (Fig. 2). Parmi les trois espèces observées en lagune, *S. molesta* présente les concentrations les plus

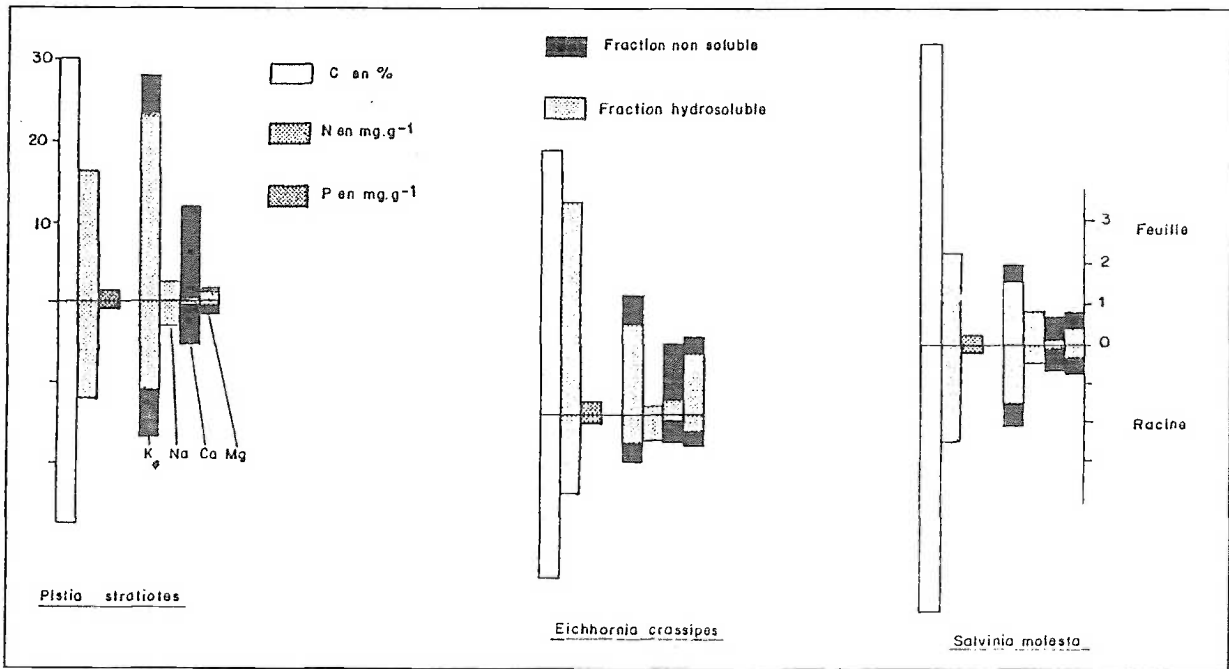


Figure 4 : Comparaison des teneurs en C,N,P et des compositions minérales des feuilles et des racines chez les trois hydrophytes colonisant la lagune Ebrié. (Echantillons prélevés au sein de tapis dense monospécifique dans des zones lagunaires de salinité nulle. *P. stratiotes* station B, *S. molesta* station A, *E. crassipes* station C : cf. Fig.1a).

Comparison of C,N,P contents and mineral compositions of leaves and roots for the 3 hydrophytes colonizing the Ebrié lagoon (samples taken from a dense, monospecific cover in zero salinity lagoon areas : Station B, *Pistia stratiotes* ; Station A, *Salvinia molesta* ; Station C, *Eichhornia crassipes*).

Tableau 1 - Comparaison des concentrations ioniques moyennes en  $\text{mg.l}^{-1}$  des eaux infestées par *Salvinia molesta*.

1 - Room et Gill (1985) ; 2 - Farrel *et al.* (1979) ; 3 - Mitchell *et al.* (1980) ; 4 - Hattingh (1962), Gaudet (1973) ; 5 - Gaudet (1976).

\* = Valeurs moyennes enregistrées en novembre 1984 lors de l'extension maximale de *Salvinia molesta* dans cette baie.

Comparison of mean ionic concentrations ( $\text{mg.l}^{-1}$ ) of water infested by *Salvinia molesta*.

Mean values recorded in November 1984 during the maximal spreading of *Salvinia molesta* in this bay.

Lagune Ebrié		1	1	2	3	4	5	
Lagune d'Ono	Baie* d'Anna	Barrage Wappa	Station de lagunage	Lac Moondarra	Lac Sepik	Lac Kariba	Lac Naivasha	
Côte d'Ivoire		Australie			Papouasie Nouvelle Guinée	Zimbabwe	Kenya	
Na <sup>+</sup>	85	112	24	163	31	3	4	43
Mg <sup>2+</sup>	0,0	13	12	31	9	4	3	6
Co <sup>2+</sup>	0,6	5	12	31	17	14	13	19
K <sup>+</sup>	0,6	4	2	17	6	0,3	2	21
Cl <sup>-</sup>	18	64	38	268	32	0,0	1,6	13
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> - N	0,04	0,04	/	/	/	/	0,03	/
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> - N	0,37	0,72	0,01	4,50	0,05	0,02	0,02	0,05
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> - P	0,47	0,64	0,03	7,00	0,10	0,01	0,03	0,00

Tableau 2 – Comparaison des pourcentages de cendres, de N, de P et de K exprimés en fonction du poids sec des 3 espèces de macrophytes flottants colonisant la lagune Ebrié. 1 – Côte d'Ivoire (Giral, 1988) ; 2 – Brésil (Howard-Williams et Junk, 1977) ; 3 – Etats Unis (Boyd, 1969) ; 4 – Australie (Finlayson *et al.*, 1984) ; 5 – Zimbabwe (Mitchell, 1970) ; 6 – Papouasie/N.Guinée (Room et Thomas, 1985) ; 7 – Sri Lanka (Williams, 1956).

Comparison of N, P and K ash pourcentages expressed as a function of the dry weights of the 3 floating macrophytes species colonizing the Ebrié Lagoon. 1 – Côte d'Ivoire (Giral, 1988) ; 2 – Brésil (Howard-Williams et Junk, 1977) ; 3 – Etats Unis (Boyd, 1969) ; 4 – Australie (Finlayson *et al.*, 1984) ; 5 – Zimbabwe (Mitchell, 1970) ; 6 – Papouasie/N.Guinée (Room et Thomas, 1985) ; 7 – Sri Lanka (Williams, 1956).

	Pistia stratiotes			Salvinia molesta						Eichhornia crassipes		
	Lagune Ebrié	Amazonie Centrale	Floride	Lagune Ebrié	Amazonie Centrale	Lac Moondarra	Lac Kariba	Lagune Binatang		Lagune Ebrié	Amazonie Centrale	Floride
	1	2	3			4	5	6	7			
Teneur en Cendres	28,4	28,7	20,0	26,6	21,4	19,9	17,2	/	43,3	20,8	15,0	17,0
Teneur en N	1,53	1,85	2,10	0,80	1,95	1,70	1,35	0,98	0,84	2,48	1,83	2,5
Teneur en P	0,22	0,19	0,31	0,15	0,24	0,18	0,17	0,23	0,21	0,33	0,17	0,44
Teneur en K	3,26	4,78	3,47	2,04	1,78	3,59	2,98	4,32	1,46	3,13	4,30	3,47

basses en éléments minéraux. Cette plante colonise principalement des eaux oligohalines à teneurs en sels nutritifs très basses (Tab. 2). Les faibles exigences nutritionnelles de cette espèce peuvent expliquer sa non-prolifération dans l'ensemble du système lagunaire Ebrié, et en particulier, son absence dans les eaux oligohalines du secteur Ouest, nettement plus eutrophes.

En tapis dense, ces trois espèces correspondent à des biomasses fraîches très différentes, liées à l'importance plus ou moins grande de leur système foliaire. A cet égard, *E. crassipes* domine largement les deux autres espèces présentes en Lagune Ebrié (Tab. 3).

Ainsi, les écarts observés précédemment et relatifs aux teneurs en azote et phosphore (exprimées en fonction du poids sec) se trouvent très amplifiés si ces concentrations sont exprimées par unité de surface. Pour une surface donnée, *E. crassipes* présente comparativement à *P. stratiotes* et à *S. molesta*, 1,5 et 1,7 fois plus de carbone, 2,2 et 6,0 fois plus d'azote et 2,1 et 4,3 fois plus de phosphore.

En utilisant un facteur de conversion de 6,25 (Boyd, 1970), les teneurs en protéine sont de 31,5 g.m<sup>-2</sup> pour *P. stratiotes*, 11,8 g.m<sup>-2</sup> pour *S. molesta* et 70,0 g.m<sup>-2</sup> pour *E. crassipes*.

Dans le cas d'un peuplement monospécifique de *E. crassipes* et de *P. stratiotes*, cette biomasse constitue une réserve nutritive particulièrement abondante. Des estimations réalisées pour *P. stratiotes* indiquent un enrichissement d'un facteur 15000 pour l'azote, 2500 pour le phosphore et de 10000 pour le potassium entre les teneurs de ces trois éléments exprimées par unité de surface au sein du tapis, et leurs masses au sein de la colonne d'eau sous-jacente.

#### 4 - IMPACTS ECOLOGIQUES

Ces végétations qui constituent un réel écran à la pénétration lumineuse (limitant de ce fait la production des organismes autotrophes phytoplanctoniques) représentent un stock très important d'éléments nutritifs transitoirement immobilisés, et de composés minéraux facilement mobilisables (principalement potassium et sodium, Fig. 4). Lors de la décomposition de ces végétaux, les sels nutritifs sont remis à la disposition de l'écosystème lagunaire et constituent un facteur très important d'enrichissement du milieu. En l'absence de



Tableau 3 - Compositions des 3 macrophytes flottants colonisant la lagune Ebrié. Valeurs exprimées en  $g.m^{-2}$ . Prélèvements réalisés au sein de tapis monospécifique. (P.s. Fleuve Comoé 1984 - S.m. Lagune d'Ono 1984 - E.c. Lagune Potou 1987).

Compositions of the 3 floating macrophytes colonizing the Ebrié lagoon. Values expressed in  $g.m^{-2}$ . Sampling made in monospecific cover.

Poids	<i>Pistia stratiotes</i>			<i>Salvinia molesta</i>			<i>Eichhornia crassipes</i>		
	Feuilles	Racines	Plante	Feuilles	Feuilles immergées + Segments à sporocarpes	Plante	Feuilles	Racines	Plante
Frais	5810	1190	7000	1950	3050	5000	7535	935	8500
Sec	267	61	328	127	107	234	416	37	453
Carbone	80,10	15,25	93,35	46,82	38,34	85,16	134,78	7,58	142,36
Azote	4,27	0,76	5,03	1,50	0,38	1,88	10,82	0,39	11,21
Phosphore	0,61	0,10	0,71	0,19	0,16	0,35	1,41	0,08	1,49

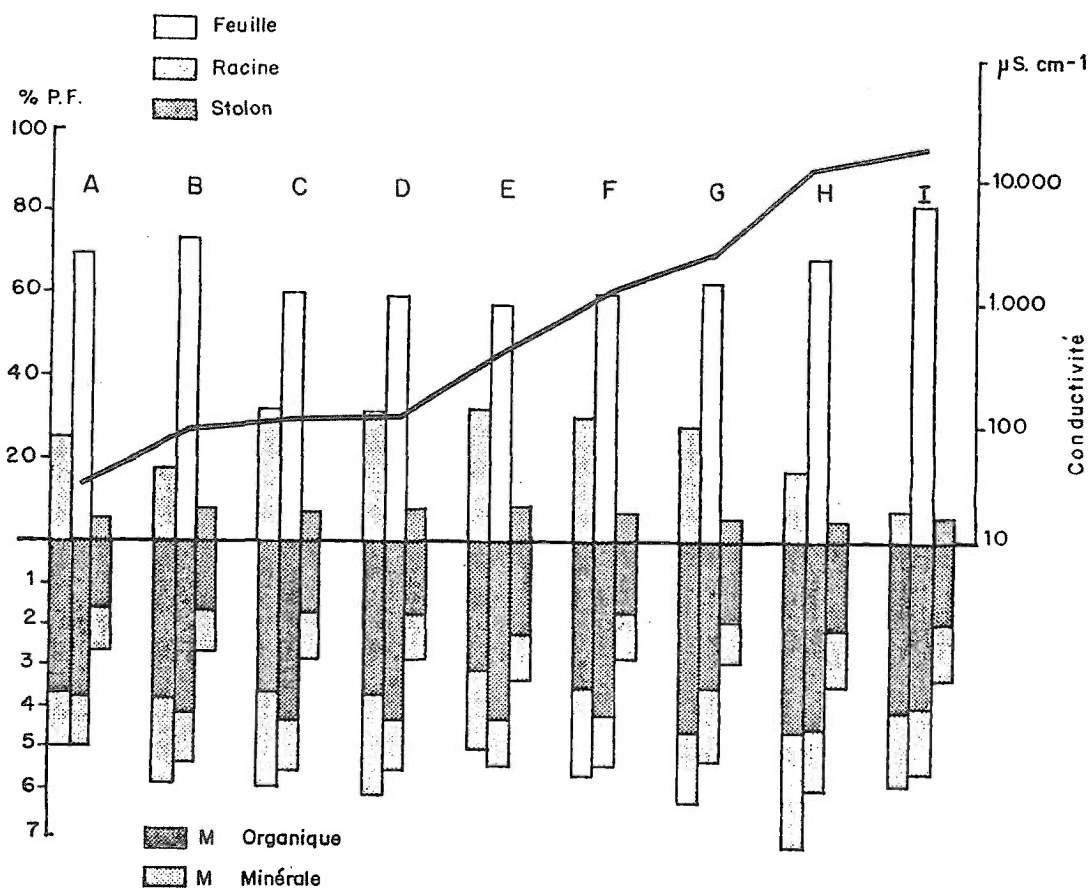


Figure 5 : Transformations morphologiques, évolution des teneurs en eau, en matière organique et en cendres de *Pistia stratiotes* lors de son transit en lagune Ebrié. Rôle de la conductivité des eaux (localisation des stations échantillonnées : cf. Fig. 1a).

Morphological, transformations, water organic matter and ash content evolution for *Pistia stratiotes* during its transit in the Ebrié lagoon. Role of water conductivity (localisation of sampling stations).

cette colonisation, une part très importante des éléments fertilisants serait évacuée vers l'océan lors des crues. De plus, en cette période, il n'existe pas de réelle compétition vis-à-vis des peuplements phytoplanctoniques quant à l'immobilisation des éléments nutritifs, compte tenu de la forte turbidité des eaux et de leur faible temps de résidence dans le milieu lagunaire.

Leur prolifération constitue cependant un problème socio-économique majeur, interdisant toute exploitation et toute utilisation du plan d'eau. La pêche et la navigation se trouvent les plus directement affectées.

En modifiant l'hydrodynamisme au voisinage immédiat des îlots flottants, les systèmes racinaires favorisent le dépôt des apports terrigènes véhiculés par les crues. Cette sédimentation accrue contribue alors à une accélération du processus d'envasement, principalement dans les fonds de baie à faible taux de renouvellement. L'apport de matière organique supplémentaire lors de la décomposition de ces végétations flottantes conduit à un accroissement notable de la consommation d'oxygène au niveau des sédiments et des berges où s'accumulent les plantes poussées par le vent. Les profils verticaux d'oxygène réalisés de jour montrent des concentrations minimales en surface dans la zone colonisée par les systèmes racinaires des plantes. Cette diminution des teneurs en oxygène résulte :

- d'une limitation de la production photosynthétique et des échanges eaux-atmosphère,
- de la création par le feutrage racinaire d'un micro-environnement confiné et isolé des eaux profondes, mieux oxygénées,
- d'un accroissement très important des activités respiratoires.

Cette augmentation de la demande en oxygène coïncide avec un accroissement de la densité bactérienne hétérotrophe aérobie.

Alors que le nombre de bactéries formant colonie est en moyenne de  $1,7.10^3$  bactéries par ml pour les eaux libres des 7 stations prospectées, la densité bactérienne pour les eaux rhizosphériques est de  $63,1.10^3$ . Cette forte biomasse bactérienne repose sur des concentrations en matériel particulaire importantes, liées à la décomposition *in situ* des feuilles et des racines piégées au sein des chevelus racinaires. Ainsi, comparativement aux eaux libres, les eaux de surface situées immédiatement sous le tapis végétal présentent un important enrichissement en matériel particulaire. Selon le taux de recouvrement des macrophytes, cet enrichissement exprimé en terme de carbone est compris respectivement entre 10 et 4, et en azote, entre

15 et 5. Des composés organiques solubles exudés par les plantes en phase de croissance doivent aussi notablement contribuer à l'eutrophisation observée au niveau des eaux superficielles.

Cette double évolution, (envasement et consommation accrue d'oxygène à partir d'une réserve limitée) se solde par une dégradation très importante du milieu dont les effets néfastes sont à l'origine de fortes mortalités dans les systèmes aquacoles implantés en milieu lagunaire. Il semble, en effet, que les populations en élevage dont les migrations sont impossibles, sont plus que les populations naturelles, affectées par les désoxygénations temporaires des eaux, liées à la mort et à la décomposition des macrophytes aquatiques flottants.

### 5 - ROLE DE LA SALINITE COMME FACTEUR DE CONTROLE DES VEGETATIONS AQUATIQUES FLOTTANTS.

Cette étude a porté principalement sur *P. stratiotes*, qui colonise exclusivement les milieux dulçaquicoles. Lors de l'affaiblissement de la crue du fleuve Comoé, les échanges océan-lagune s'inversent. Ils permettent alors une intrusion d'eau océanique dans le milieu lagunaire à l'origine d'une augmentation progressive de la salinité, d'autant plus rapide que l'on se situe près du Canal de Vridi. En milieu oligohalin, les plantes montrent très précocement des signes de vieillissement (jaunissement des feuilles), et les centres des rosettes s'enfoncent progressivement sous la surface de l'eau par modification de la flottabilité des plantes. Dès ce stade, la base des feuilles présente une décoloration très importante et un début d'hydrolyse. En quelques jours, l'ensemble de la rosette est affecté et sa décomposition s'accélère rapidement. La croissance est alors inhibée, et tous les stolons reliant la plante mère à ses rejets sont totalement détruits.

Une analyse plus détaillée montre que, pour des conductivités supérieures à  $200\mu S\text{ cm}^{-1}$ , les plantes développent par réaction un système racinaire particulièrement important. Cet allongement des racines (dépassant parfois un mètre) se traduit par un accroissement de l'importance pondérale des systèmes racinaires par rapport à la plante fraîche, et plus nettement encore par rapport à la plante sèche. En effet, ces racines présentent un faible taux d'hydratation, lié principalement à des teneurs en cendres plus importantes (Fig. 5). Ces modifications quantitatives s'accompagnent d'une profonde transformation des racines, qui présentent une coloration blanche uniforme et une

absence de radicelles. A l'opposé, en milieu continental, les racines sont légèrement colorées en vert par les pigments chlorophylliens, et développent un système radicellaire très dense. Au-delà de  $3000 \mu\text{S cm}^{-1}$ , un nombre très important de ces racines transformées se détache spontanément de la rosette, et l'alimentation en eau de la plante se trouve alors particulièrement affectée. Un jaunissement des feuilles apparaît alors, lié à une disparition de la chlorophylle (Fig. 6) et à un enrichissement relatif en flavonoïdes (principalement des C-Glycosylflavones). L'activité photosynthétique pourvoyeuse d'énergie est profondément modifiée par le vieillissement et la dégradation de la chlorophylle. Au-delà de  $10000 \mu\text{S cm}^{-1}$ , l'extrémité des limbes des feuilles les plus marginales se flétrissent et se rétractent, par perte de leur eau de constitution. Les racines, par ablation, et les stolons, par décomposition, ont alors disparu. Les parties des feuilles non desséchées sont l'objet d'attaques cryptogamiques de colorations variées, qui accélèrent la mort et la décomposition des plantes. Cette ultime évolution est généralement très rapide, et se déroule à la surface de l'eau. De ce fait, à l'exception des baies, cette décomposition n'entraîne pas d'accroissement notable de la sédimentation organique, et ne modifie pas l'intensité des processus de minéralisation sédimentaire.

Parallèlement à ces observations réalisées *in situ*, des cultures en eaux de salinité croissante ont mis en évidence des modifications de la composition minérale affectant l'ensemble de la plante. Elles se traduisent principalement par une diminution des concentrations en potassium et à une augmentation des teneurs en sodium (Fig. 7). Cette inversion importante pour les eaux les plus minéralisées indique une insuffisance des mécanismes de régulation ionique des plantes (pompe à Na et K). Le recours à ces processus de contrôle pour des conductivités très faibles doit entraîner chez les plantes un épuisement rapide des réserves énergétiques. De plus, cette régulation active est très rapidement insuffisante, et traduit l'inadaptation de *P. stratiotes* à survivre en milieu oligohalin.

En outre, la silice montre une évolution complexe, principalement pour les systèmes racinaires, où cet élément est particulièrement abondant. Elle se caractérise par une décroissance pour les eaux les plus faiblement minéralisées coïncidant avec la phase d'allongement des racines. A l'opposé, pour les eaux de conductivité supérieure, les concentrations en silice s'accroissent considérablement lors de la perte des racines transformées.

Ces transformations (d'ordre morphologique, physiologique et chimique) observées pour les racines doivent correspondre à des stratégies d'adaptation de la plante lors de son transit au sein d'un environnement défavorable. Le premier stade correspond à un allongement racinaire, et implique un accroissement de la surface d'échange avec le milieu et une modification de la perméabilité membranaire. Très rapidement, du fait de l'immersion des racines dans un milieu de plus en plus hypertonique, la plante ne peut plus satisfaire ses besoins en eau. L'ultime réaction correspond alors à une réduction des systèmes foliaires (limitation de l'évapotranspiration) et racinaires (limitation des pertes en eau liée à l'équilibration des pressions osmotiques intra et extracellulaire) et à un épaississement des membranes cellulaires, se traduisant par une augmentation de leur teneur en silice (diminution de la perméabilité racinaire).

En milieu de culture non renouvelé, constitué d'eau du fleuve Comoé, la croissance de *P. stratiotes* est linéaire sur une dizaine de jours, avec un taux d'accroissement constant (égal à  $0,85 \text{ g j}^{-1}$  de biomasse fraîche) et indépendant du poids initial des plantes testées. Le temps de doublement est ainsi de 11 jours pour de jeunes plantes, et de 19 jours pour des plantes adultes. Passé ce stade, on n'observe plus d'accroissement pondéral, la croissance compensant les pertes de feuilles et de racines liées au vieillissement des plantes. Cette phase, qui se poursuit une quinzaine de jours, est suivie d'une lente décroissance linéaire. Ce schéma évolutif se reproduit sans modification pour des cultures réalisées avec des eaux de conductivité inférieure ou égale à  $5500 \mu\text{S cm}^{-1}$ . A partir de  $13000 \mu\text{S cm}^{-1}$ , la croissance est nulle et la vitesse de décomposition s'accroît avec l'augmentation de la conductivité des eaux (Tab. 4).

Pour *E. crassipes*, la croissance estimée en bac d'eau renouvelée est de  $3 \text{ g j}^{-1}$  pour des plantes adultes, et de  $2 \text{ g j}^{-1}$  pour de jeunes pieds, valeurs correspondant à des temps de doublement respectifs de 30 et 20 jours (Etien et Guiral, 1988). Ces valeurs sont très nettement supérieures à celles de la littérature : une multiplication par 2 du nombre de plantes est observée en 6,2 jours pour un bassin de lagunage par Bagnall *et al.*, (1974), alors que pour des eaux tropicales non limitées en sels nutritifs, un temps de doublement de 10 à 12 jours est généralement admis (Mitchelle, 1985).

Non estimé en Côte d'Ivoire, le temps moyen de doublement de la biomasse de *S. molesta* en milieu naturel est de 11 jours.

Tableau 4 - Etude de la croissance et de la survie de *Pistia stratiotes* en culture dans des bacs de conductivité croissante.

Study of the growth and the survival of *Pistia stratiotes* cultured in increasing conductivity tanks.

Conductivité $\mu$ Scm <sup>-1</sup>	2,5		120	450	1200	5500	13000	20000	Eau de mer pur
Poids moyen initial des plantes testées (en g) (N = 10)	10,11	16,06	17,80	20,55	20,21	7,10	10,39	11,35	17,04
Durée de la phase de croissance linéaire (en jours)	11	> 8	> 8	> 8	> 8	11	inexistante		
Gain journalier (g.j <sup>-1</sup> )	0,90	0,85	0,85	0,85	0,90	0,40	inexistante		
Durée de la phase de croissance relative nulle (en jours)	14 (11-25)	n.d.				12 (11-23)	inexistante		
Début de la phase de décroissance linéaire	T=25					T=23	T=0	T=0	T=0
Perte journalière (g.j <sup>-1</sup> )	0,7					n.d.	0,4	1,26	2,00

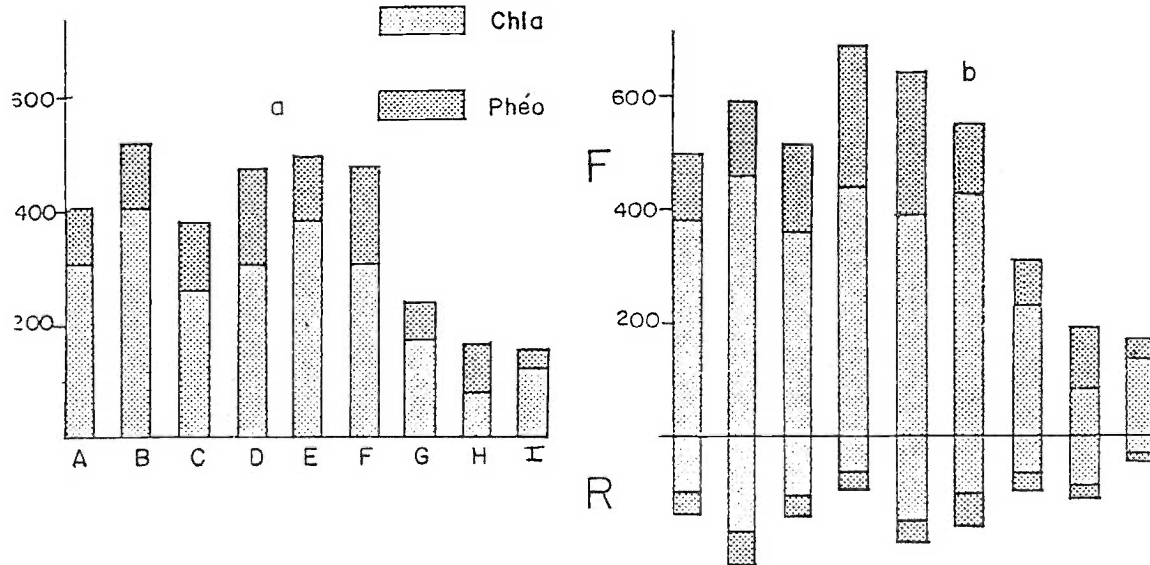


Fig. 6 : Concentrations (en  $\mu\text{g.g}^{-1}$  de poids frais) en chlorophylle a et en phéopigments.

(a) pour les plantes entières, (b) au sein des racines (R) et des feuilles (F) chez *Pistia stratiotes* lors de son transit en lagune Ebrié (localisation des stations échantillonnées : cf. Fig. 1a).

Chlorophyll a and pheopigment concentrations (in  $\mu\text{g.g}^{-1}$  of fresh weight). (a) for the entire plant ; (b) in roots (R) and leaves (F) of *Pistia stratiotes* during its transit in the Ebrié lagoon. (Localisation of sampling stations : Cf. Fig. 1a).

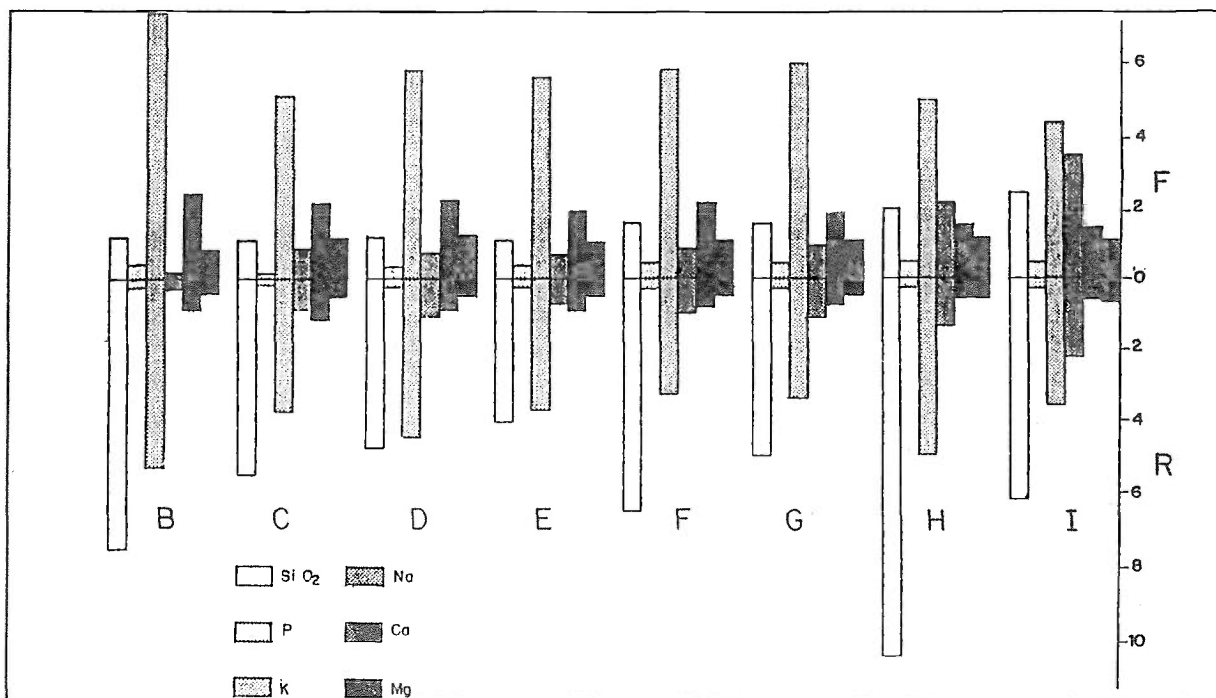


Figure 7 : Influence de la composition ionique des eaux lagunaires (localisation des stations échantillonnées : cf. Fig. 1a) sur la composition minérale des cendres chez *Pistia stratiotes*, racines (R) et feuilles (F). Les valeurs sont exprimées en % du poids sec.

Dans le cas d'une population de colonisation (Fig. 2a), cette valeur est de 8,6 jours et de 11,6 jours pour une population issue d'un tapis dense (Fig. 2c) (Mitchell et Tur, 1975). Des temps de doublement du nombre de feuilles de 2 à 3 jours correspondant à une croissance de type exponentielle ont été obtenus lors d'expérimentations en milieu contrôlé (température optimale de 25 à 30°C, forte luminosité, et sels nutritifs non limitants, Gaudet, 1973 ; Toerien *et al.*, 1983).

## 6 - MOYENS DE LUTTE ENVISAGÉS EN LAGUNE EBRIÉ

La valeur de conductivité entraînant une inhibition de la croissance est sensiblement équivalente pour *P. stratiotes* et pour *E. crassipes* (entre 5000 et 10000  $\mu\text{S cm}^{-1}$ ). Pour *S. molesta*, une faible croissance est encore observée pour des eaux de conductivité supérieure de 15000  $\mu\text{S cm}^{-1}$  (correspondant approximativement à une salinité de 10‰). Cette observation est confirmée par les travaux de Divakaran *et al.* (1980) qui notent pour cette espèce une croissance à 7‰ égale au

cinquième de celle observée en eau douce. *S. molesta* est ainsi caractérisée par une meilleure

résistance à l'augmentation de la conductivité des eaux et présente de ce fait des potentialités de colonisation en milieu lagunaire supérieures dans le temps et l'espace à celle des deux autres espèces.

Globalement, l'augmentation de la salinité affecte (plus ou moins rapidement) la croissance et la survie des trois espèces. De plus, leurs migrations et les nuisances qui y sont associées sont toujours consécutives à l'arrivée en lagune de la crue du Comoé. De ces deux observations, découle la première mesure prise en septembre 1987 pour limiter, voire éradiquer, les végétations aquatiques colonisant le secteur Est de la Lagune Ebrié : l'ouverture d'un chenal dans le cordon dunaire, dans l'axe du fleuve. Cette opération avait pour double finalité l'évacuation directe des plantes vers l'océan et l'accélération de la remontée de la salinité immédiatement après le passage de la crue.

Cependant, cette solution ne peut constituer qu'un "remède local" tirant partie de la situation géographique des zones infestées par rapport au fleuve. En outre, les végétations aquatiques flottantes ne sont pas limitées en Côte d'Ivoire aux seules eaux de la Lagune Ebrié. Les barrages hydro-électriques établis sur la Bia (Ayamé 1 et 2, Mouraret, 1971) et le Bandama (Kossou, Mulligan, 1972) sont aussi très fortement envahis par *P. stratiotes*. La pré-

## BIBLIOGRAPHIE

sence de ces végétations sur le plan d'eau est source de difficultés multiples : gêne du fonctionnement normal des turbines, réduction et anoxie des eaux conduisant à une accélération des processus de corrosion des ouvrages, altération de la qualité chimique et bactériologique des eaux, prolifération d'escargots vecteurs de la schistosomiase (Mouraret, 1971). Pour ce type de milieu, le recours à une destruction par une augmentation de la salinité est évidemment impossible. Des recherches ont été alors initiées afin de disposer en Côte d'Ivoire et pour la Lagune Ebrié de moyens de lutte complémentaire chimique et/ou biologique.

Dans le cadre d'une lutte chimique contre *P. stratiotes* et *E. crassipes*, des tests de laboratoire ont démontré qu'une élimination était possible avec des herbicides utilisés classiquement en agriculture. Les meilleurs résultats ont été obtenus avec le glyphosate-N-phosphonométhyl-glycine, un inhibiteur de la biosynthèse d'acides gras aromatiques et de certains enzymes. La dose efficace, déterminée pour les deux espèces est de 0,63 g.m<sup>-2</sup> (effet phytotoxique à 50% après 18 jours pour *P. stratiotes*, Etien et Kaba, 1987, et pour *E. crassipes*, Etien et Guiral, 1988). Alors que la concentration qui affecte directement la faune ichtyologique (tests réalisés sur *Sarotherodon melanotheron*) est de 14 mg.l<sup>-1</sup>, soit, pour une profondeur moyenne d'eau de 4 mètres, une concentration 90 fois supérieure à celle déterminée comme efficace pour les plantes (Etien et Kaba, 1987).

Suite à de nombreux travaux et devant l'inefficacité des herbicides mais surtout du coût et des conséquences écologiques liées à leur emploi (Mitchell, 1985), de nombreux pays ont opté pour un contrôle biologique de *E. crassipes* : Etats-Unis (Bennett, 1972 ; Ashton *et al.*, 1979), Australie (Wright, 1981), et de *S. molesta* : Zimbabwe (Binnett, 1972), Afrique du Sud (Edwards et Thomas, 1977), Australie (Room *et al.*, 1981 et 1984), et Papouasie-Nouvelle Guinée (Room *et al.*, 1985). Des projets d'introduction du parasite spécifique le plus efficace sur *S. molesta* (Forno, 1983), un coléoptère Curculionide : *Cyrtobagous singularis*, sont actuellement à l'étude en Côte d'Ivoire.

Dans l'attente d'une mise au point définitive des plans de lutte chimique et biologique, l'installation de barrages flottants et le ramassage mécanique ou manuel des plantes constituent en Lagune Ebrié la seule alternative pour une élimination des îlots de végétations aquatiques non directement évacués vers l'océan par la nouvelle passe.

Aké Assi, 1977.- *Salvinia nymphellula* (Salviniacées), fléau en extension vers l'Ouest de l'Afrique intertropicale. Bull. IFAN, 39 A N°3 : 555-562.

Ashton, P.J., W.E. Scott, D.J. Steyn et R.J. Wells, 1979.- The chemical control water hyacinth *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms. Progress in Water Technology, 13 : 865-882.

Bagnall, L.O., T.S. Furman, J.F. Hentges, W.J. Nolan et R.L. Shirley, 1974.- Feed and fiber from effluent-grown water hyacinth. In : Wastewater use in the production of food and fiber-proceedings. EPA-66012-74-041. Environmental Protection Agency, USA : 116-141.

Bennett, F.D., 1972.- Some aspects of the biological control of aquatic weeds. Proceedings of the Second International Symposium on the Biological Control of Weeds, Rome 1971.

Boyd, C.E. 1969.- The nutritive value of three species of water. Econ. Bot., 23 : 123-127.

Boyd, C.E., 1970.- Aminoacid, protein and caloric contents of vascular aquatic macrophytes. Ecolog., 51 : 902-906.

Divakaran, O., M. Arunachalam et N. Balakrishnannair, 1980.- Growth rates of *Salvinia molesta* Mitchell with special reference to salinity. Proc. Indian Acad. Sci., 89 (3) : 161-168.

Dubois, L., 1955.- La jacinthe d'eau au Congo Belge. Bulletin Agricole du Congo Belge, 46 : 893-900.

Edwards, D. et P.A. Thomas, 1977.- The *Salvinia molesta*. Problem in the northern Botswana and eastern Cogrivi Area. Proceedings of the Second National Weeds Conference of South Africa. 221-237.

Eghankou Wadja, M., 1985.- Etude des mangroves de Côte d'Ivoire. Aspect écologique et recherches sur les possibilités de leur aménagement. Thèse 3<sup>e</sup> cycle Université de Toulouse.

Etien, N. et D. Guiral, 1991.- Contrôle chimique de la jacinthe d'eau (*Eichhornia crassipes* Solms). NDR, Cent. Rech. Océanogr. Abidjan (Côte d'Ivoire) (sous presse).

- Etien, N. et N. Kaba, 1991.- Essai de destruction des plantes envahissantes flottantes (*Pistia stratiotes*, L.) par "faucardage" chimique. NDR, Cent. Rech. Océanogr. Abidjan (Côte d'Ivoire) (sous presse).
- Farrel, T.P., C.M. Finlayson et D.J. Griffiths, 1979.- Studies of the hydrobiology of a tropical lake in north western Queensland. 1. Seasonal changes in chemical characteristic. Aust. J. Mar. Freshwater Res., 30 : 579-595.
- Finlayson, C.M., T.P. Faree et D.J. Griffiths, 1984.- Studies of the hydrobiology of a tropical lake in North western Queensland. 3. Growth, chemical composition and potential for harvesting of aquatic vegetation. Aust. J. Mar. Freshwater Res., 35 : 525-536.
- Forno, I.W. et K.L.S. Harley, 1979.- The occurrence of *Salvinia molesta* in Brazil. Aquatic Botany, 6 : 185-187.
- Forno, I.W., D.P.A. Sans et W. Sexton, 1983.- Distribution, biology and host specificity of *Cyrtobagous singularis*. Hustache (coleoptera : curculionidae) for the biological control of *Salvinia molesta*. Bulletin of Entomological Research, 73 : 85-95.
- Fredoux, A., 1980.- Evolution de la mangrove près d'Abidjan (Côte d'Ivoire) au cours des quarante derniers millénaires. Trav. Doc. Géogr. Trop. CEGET-CNRS. 39.
- Gaudet, J.J., 1973.- Standardised growth conditions for an aquatic weed, *Salvinia*. Hydrobiologia, 41 : 77-106.
- Gaudet, J.J., 1976.- *Salvinia* infestation on lake Naivasha in East Africa (Kenya). pp. 193-209, in Varshney C.K. et Rzoska J. (eds) Aquatic weed in South East Asia.
- Gay, P.A., 1958.- *Eichhornia crassipes* in the Nile of the Sudan. Nature, London, 182 : 538-539.
- Hattingh, E., 1962.- Report on investigations into the control of *Salvinia auriculata* on lake Kariba. Parts 1 and 2 (report by : Hattingh, Weed consultant to Federal Government of Rhodesia and Nyasaland).
- Hedin, L., 1933.- Observations sur la végétation des bords lagunaires dans la région de Grand-Bassam et de Bingerville (Côte d'Ivoire). La Terre et la Vie, 3 (10) : 596-609.
- Holm, L.G., L.W. Weldon et R.D. Blackburn, 1969.- Aquatic weeds. Science, New York, 166 : 699-709.
- Howard-Williams et W.J. Junk, 1977.- The chemical composition of Central Amazonian Aquatic Macrophytes with special reference to their role in the Ecosystem. Arch. Hydrobio., 79 (4) : 446-464.
- Jacot-Guillarmod, 1979.- Water weeds in Southern Africa. Aquatic Botany, 6 : 377-391.
- Jepson, F.P., 1933.- The water-hyacinth problem in Ceylon. Trop. Agric. Mag. Ceylon Agric. Soc. 81 : 339-355.
- Little, E.C.S., 1965a.- Occurrence of *Salvinia auriculata* Aublet on the Congo river. Nature, London, 208 : 1111-1112.
- Little, E.C.S., 1965b.- The world wide distribution of water hyacinth. Hyacinth Control Journal, 4 : 30-32.
- Loveless, A.R.,; 1969.- The possible role of pathogenic fungi in local degeneration of *Salvinia auriculata* on Lake Kariba. Annals of Applied Biology, 63 : 61-69.
- Manson, J.G. et B.E. Manson, 1958.- Water hyacinth reproduces by seed in New Zeland. N.Z.J. Agric., 96 : 191
- Mendonca, A., 1958.- Etat actuel du problème de *Eichhornia crassipes* au Mozambique et en Angola. Bull. Agric. Congo Belge, 7 : 1362-1268.
- Mitchell, D.S., 1970.- The autoecology of *Salvinia auriculata* on Lake Kariba. Ph. D. Thesis Univ. London.
- Mitchell, D.S., 1972.- The Kariba weed : *Salvinia molesta*. Brit. Fern Gaz., 10 (5) : 251-252.
- Mitchell, D.S., 1978.- Aquatics weeds in Australian inland water. Aust. Gout. Publ. Serv. Canberra. 189 pp.
- Mitchell, D.S., 1979.- The incidence and management of *Salvinia molesta* in Papua New Guinea. FAO Report to the office of Environment and Conservation, Papua New Guinea.
- Mitchell, D.S., 1985.- African aquatic weeds and their management. In : P. Denny (eds),

- The ecology and management of African wetland vegetation. Junk Publishers, Dordrecht, 178. 202.
- Mitchell, D.S., T. Peter et A.B. Viner, 1980.- The water fern *Salvinia molesta* in the Sepik River, Papua New Guinea. Environ. Conserv., 7 : 115-122.
- Mitchell, D.S. et N.M. Tur, 1975.- The rate of growth of *Salvinia molesta* (*S. auriculata* A.) in laboratory and natural conditions. J. Appl. Ecol., 12 : 213-225.
- Mouraret, M., 1971.- Etude biologique des eaux du barrage Ayamé I et II (Côte d'Ivoire). Doc. Cent. ORSTOM Dakar-Hann, 30 p.
- Mulligan, H.F., 1972.- *Pistia stratiotes* dans le lac de Kossou (Côte d'Ivoire). Bull. Phytosanaitaire de la FAO, 7, 10.
- Nicole, M., M. Egnankou Wadja et M. Schmidt, 1987.- Les zones humides côtières de Côte d'Ivoire. Rapport ORSTOM, Université Nationale de Côte d'Ivoire, C.I. Nature (eds), 73 p.
- Oso, B.A., 1988.- Invasion des eaux nigérianes par la jacinthe d'eau : observations sur le terrain. Proceedings of International Meeting on *Eichhornia crassipes*. Lagos, 1988.
- Parham, B.E.V., 1947.- Weed control studies in Fiji. II - Eradication of water hyacinth and their aquatic weeds. Agric. J. Dep. Agric. Fiji, 18 : 35-42.
- Porter, R., 1950.- Compétition au sein de groupements végétaux aquatiques dans les lagunes de la Côte d'Ivoire. Bull. Soc. Bot. France, 4, 6 : 109-112.
- Porter, R., 1951.- Les variations des ceintures hydrophytiques et graminéo-hélophytiques des eaux vives du système lagunaire de la Côte d'Ivoire. Bull. Inst. de l'AFN., 13 (4) : 1011-1028.
- Robson, T.O., 1976.- A review of the distribution of aquatic weeds in the tropics and sub-tropics. In : C.K. Varshney et J. Rzoska (eds). Aquatic Weeds in Southeast Asia. Dr. W. Junk. The Hague : 25-30
- Robyns, W., 1956.- Le genre *Eichhornia*, spécialement *E. crassipes* (Jacinthe d'eau) au Congo Belge. Bull. Acad. Sci. Colon, 1 : 1116-1137.
- Room, P.M., I.W. Forno et M.F.J. Taylor, 1984.- Establishment in Australia of two insects for biological control of the floating weed *Salvinia molesta*. Bull. Ent. Res., 74 : 505-516.
- Room, P.M. et J.Y. Gill, 1985.- The chemical environment of *Salvinia molesta* Mitchell : Ionic concentrations of infested waters. Aquatic Botany, 23 : 125-135.
- Room, P.M., K.L.S. Harley, I.W. Forno et D.P.A. Sands, 1981.- Successful biological control of the floating weed *Salvinia*. Nature, London, 294 : 78-80.
- Room, P.M. et P.A. Thomas, 1985.- Nitrogen and establishment beetle for biological control of the floating weed *Salvinia* in Papua New Guinea. J. Appl. Ecology, 22 : 139-156.
- Scott, W.E., P.J. Ashton et D.J. Steyn, 1979.- Chemical control of the water hyacinth on Harbeespoort Dam. Water Research Commission, Pretoria, 84 pp.
- Tackholm, V. et M. Drar, 1950.- Flora of Egypt. Vol.11. Fouad I University Press, Cairo.
- Toerien, D.F., P.R. Cary, C.M. Finlayson, D.S. Mitchell et P.G.J. Weerts, 1983.- Growth models for *Salvinia molesta*. Aquatic Botany, 16 : 173-179.
- Vaas, K.F. et M. Sachlan, 1949.- On the ecology of some small lakes near Buitenzorg, Java. Hydrobiologia, 1 : 238-250.
- Wild, H., 1956.- Water hyacinth (*Eichhornia crassipes* (Mat.) Solms.) in Southern Rhodesia. Proceedings of Second Symposium on African Hydrobiology and Inland fisheries : 127-129.
- Wild, H., 1961.- Harmful aquatic plants in Africa and Madagascar. Kirbia, 2 : 1-66.
- Williams, R.H., 1956.- *Salvinia auriculata* Aublet : The chemical eradication of a serious aquatic weed in Ceylon. Trop. Agric., 33 (2) : 145-157.
- Wright, A.D., 1981.- Biological control of water hyacinth in Australia. Proceedings of the Fifth International Symposium on Biological Control of Weeds. Brisbane, 1980: 529-535.