

---

# LES MACROPHYTES

Daniel GUIRAL et N'Da ETIEN

---

La lagune Ébrié est caractérisée par de faibles marnages, limités essentiellement à la zone estuarienne. Elle ne présente ainsi que de très faibles surfaces exondables aux échelles journalière 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. Leur étude 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 au 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 Ébrié, pour les mammifères, les lamantins (*Trichechus senegalensis*), pour les reptiles, les crocodiles (*Crocodylus niloticus*, *C. cataphractus* et *Osteolaemus tetraspis*), et, pour les oiseaux, les rapaces *Pandion haliaëtus* et *Scotopelia peli* (NICOLE *et al.*, 1987).

## Zonation végétale en lagune Ébrié

Les associations végétales des berges de la lagune Ébrié 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, Mé et Agnéby, on observe, en passant des eaux libres à la terre exondée, une ceinture d'hydrophytes submergées et flottantes relativement bien développée

dans les zones d'eau vive. Cette association végétale correspondant aux zones potamifère (très peu développée) et nupharifère comprend des hydrophytes nageantes fixées, en voie de disparition, (*Nymphaea lotus*, Nymphaeacées), des hydrophytes nageantes libres (*Pistia stratiotes*, Aracées ; *Salvinia molesta*, Salviniacées ; *Eichhornia crassipes*, Pontédériacées). À cette ceinture succède une zone de prairie (borgoutière) nettement plus développée, constituée d'hélophytes graminéennes (*Echinochloa pyramidalis*, Poacées) à laquelle se substitue une frange d'hélophytes à Cypéracées (*Cyperus articulatus*) 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 *Caratopteris 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* (Guttiférées) 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. Cela explique l'absence de *R. hookeri* dans les forêts marécageuses bien conservées des lagunes Aghien et Potou (fig. 1 b).
- Soit à des mangroves, où seule la formation à palétuviers est représentée. Les marais à halophytes herbacées (tannes herbus ou tannes herbacés) rencontrés dans les mangroves des pays limitrophes sont, en effet, inexistant dans le système lagunaire Ébrié (et d'une manière plus 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* (Avicenniées) et *Conocarpus erectus* (Combrétacées), 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 Ébrié, *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 (Avicenniées, Combrétacées, Rhizophoracées et Adiantacées, dont *Acrostichum aureum*). Ces diverses espèces sont soumises à une intense exploitation en lagune (bois de construction, bois de chauffe et de fumage de poissons), et ne constituent 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 *Cytosperma 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 graminéennes et surtout pour les hydrophytes submergées et flottantes. Depuis cinquante ans, en effet, ces associations ont connu de très profonds bouleversements occasionnés par l'ouverture du canal de Vridi et

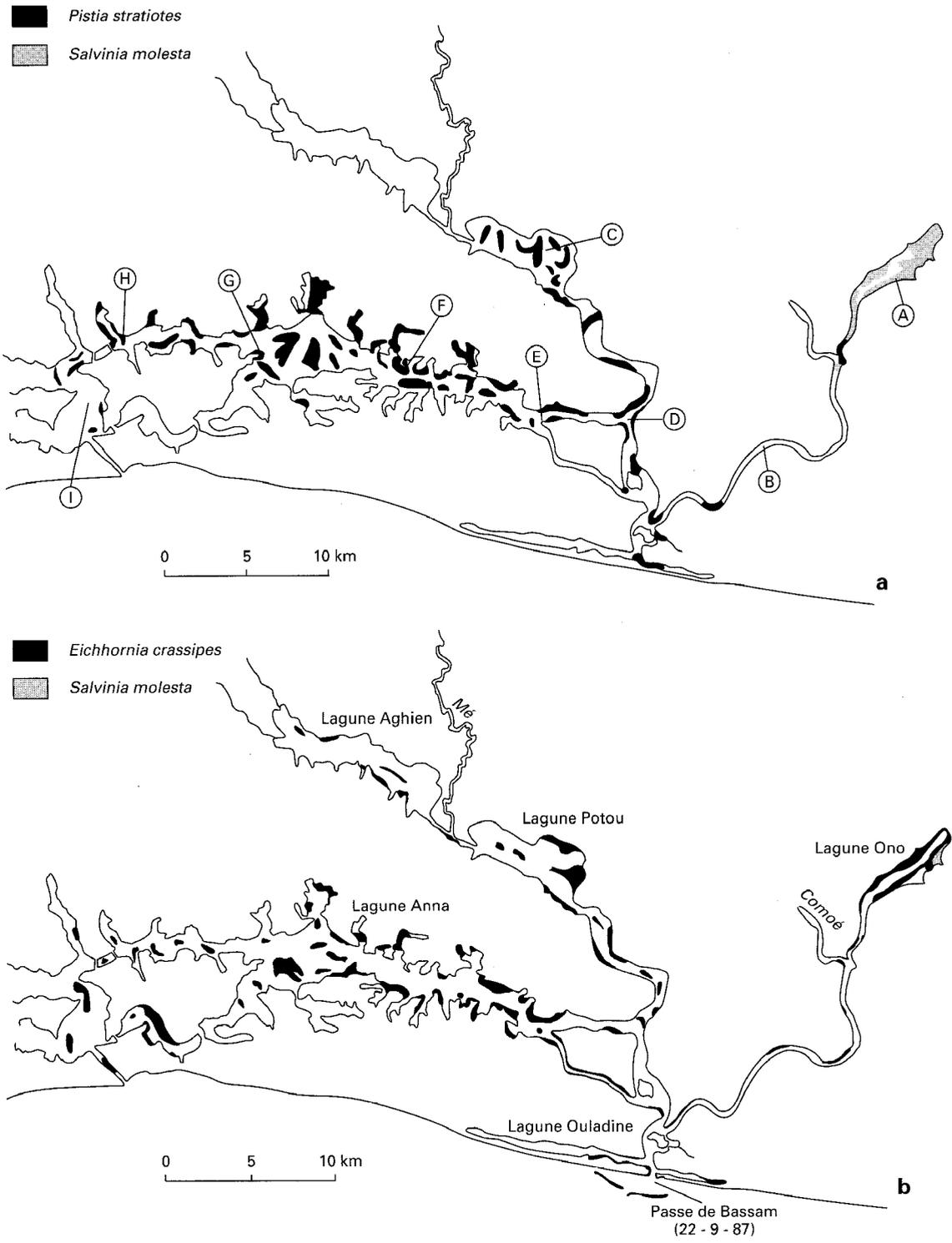


Figure 1  
 Évolution des taux de recouvrement et de la composition spécifique des hydrophytes flottantes colonisant le secteur est de la lagune Ébrié : a) Survol aérien du 29 octobre 1984 ; b) Survol aérien du 6 octobre 1987.  
 Les lettres A à I désignent les stations échantillonnées.

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 Ébrié, car leurs explosions démographiques entraînent des modifications très profondes du fonctionnement de l'écosystème lagunaire, et bouleversent l'organisation socio-économique des zones riveraines.

## Les macrophytes flottantes

Antérieurement à l'ouverture du canal de Vridi, *Pistia stratiotes* constituait une espèce commune de la lagune Ébrié, colonisant plus particulièrement les criques et les baies à fort taux de sédimentation au contact des eaux vives continentales. En 1933, cette espèce a connu une expansion maximale lors d'une crue exceptionnelle de la 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 *P. stratiotes* (à l'origine d'une mortalité très importante de poissons) et l'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, colonisaient 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. À partir de cette date, *P. stratiotes* n'est observé dans l'ensemble du secteur est de la lagune qu'en période de postcrue de la Comoé, constituant des îlots flottants et dérivants au sein desquels est associé *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 liées 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 Ébrié (fig. 1). Très rapidement, elle a colonisé d'une manière permanente les baies où, jusqu'alors, seul *P. stratiotes* était présent 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 (AKE ASSI, 1977). Dans le cas de la lagune Ono, des études complémentaires ont permis d'identifier cette piétydophyte aquatique flottante comme *S. molesta*, originaire du sud-est brésilien (FORNO et HARLEY, 1979), et 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 et 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. Il a été introduit dans diverses régions tropicales et subtropicales où il constitue un véritable fléau en raison de ses potentiels de croissance et de multiplication (tabl. I). En 1933, il est importé à Calcutta (Inde), puis expédié en 1939 à l'université de Colombo (Sri-Lanka). En 1947, il présente dans cette île sa première phase de prolifération, colonisant l'ensemble des rizières et obstruant les canaux d'irrigation (WILLIAMS, 1956). Il est observé pour la première fois sur le continent africain en 1948 sur le Zambèze, 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 maintenu sur le Zambèze sans apparente progression connaît une phase d'expansion considérable, occupant une superficie de 266 km<sup>2</sup> en 1960, et atteignant 1 003 km<sup>2</sup> en 1962 (LOVELESS, 1969). Il est ensuite signalé au Kenya sur le lac Naivaska (GAUDET, 1976) et sur le

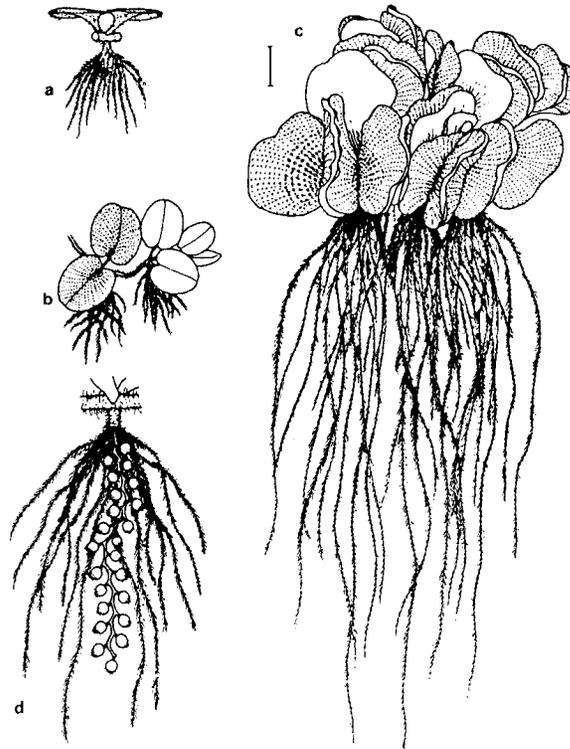


Figure 2

*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 sessiles ou pédonculés (d).

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 ; MITCHELL *et al.*, 1980). Il est très certainement présent en Malaisie, en Indonésie et en Nouvelle-Zélande (MITCHELL et TUR, 1975).

En lagune Ébrié, son expansion, constante jusqu'en 1986, fut arrêtée par l'arrivée en lagune de *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 SACHIAN, 1949) et la Nouvelle-Zélande (MANSON et MANSON, 1958). Son aire de répartition englobe maintenant l'ensemble des zones tropicales et subtropicales mondiales, s'étendant aux États-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'Égypte (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 de *E. crassipes*, WILD (1961) indique sa présence en Tanzanie et Madagascar. Il est repéré pour la première fois dans un pays de l'Afrique de l'Ouest par LITTLE (1965b) au Sénégal. Il est ensuite observé 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). À partir de 1984, son extension se généralise en Afrique de l'Ouest : il colonise d'abord le Bénin, puis le Nigeria 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. Il a été introduit 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 estuariennes (en période de crue), supplantant progressivement *S. molesta* et cela 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 de ses conséquences économiques, la Communauté économique des États de l'Afrique de l'Ouest décide en 1988 l'élaboration d'un plan intégré visant au contrôle efficace et (ou) à une éventuelle valorisation (engrais, compost, aliments pour le bétail, source de biogaz, pâte à papier...) de la jacinthe d'eau (OSO, 1988).

## Composition chimique des macrophytes aquatiques flottantes

Les trois espèces de macrophytes flottantes colonisant les eaux de surface de la lagune Ébrié 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 Ébrié sont confirmées par des analyses réalisées à partir d'échantillons recueillis dans d'autres régions également infestées (tabl. III).

TABLEAU I

Comparaison des concentrations ioniques moyennes en mg .l<sup>-1</sup> des eaux infestées par *S. molesta*

	Côte-d'Ivoire		Australie			Papouasie-N.-Guinée	Zimbabwe	Kenya
	lagune Ono	baie * Anna	barrage Wappa	station de lagunage	lac Moondarra	lacs Sepik	lac Kariba	lac Naivasha
			1	1	2	3	4	5
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

\* : Valeurs moyennes enregistrées en novembre 1984 lors de l'extension maximale de *Salvinia molesta* dans cette baie (fig. 1b).

1 - ROOM et GILL, 1985

2 - FARRELL *et al.*, 1979

3 - MITCHELL *et al.*, 1980

4 - HATTINGH, 1962 et GAUDET, 1973

5 - GAUDET, 1976



Figure 3  
*Eichhornia crassipes* Solms - Morphologie générale.

*E. crassipes* présente de fortes concentrations en azote et, à un moindre degré, en phosphore, cela 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*, la composition 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* contient les concentrations les plus basses en éléments minéraux. Cette plante colonise principalement des eaux oligohalines à teneurs en sels nutritifs très basses (tabl. I). Les faibles exigences nutritionnelles de cette espèce peuvent expliquer sa non-prolifération dans l'ensemble du système lagunaire Ébrié 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. À cet égard, *E. crassipes* domine largement les deux autres espèces présentes en lagune Ébrié (tabl. III). 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* représente 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.

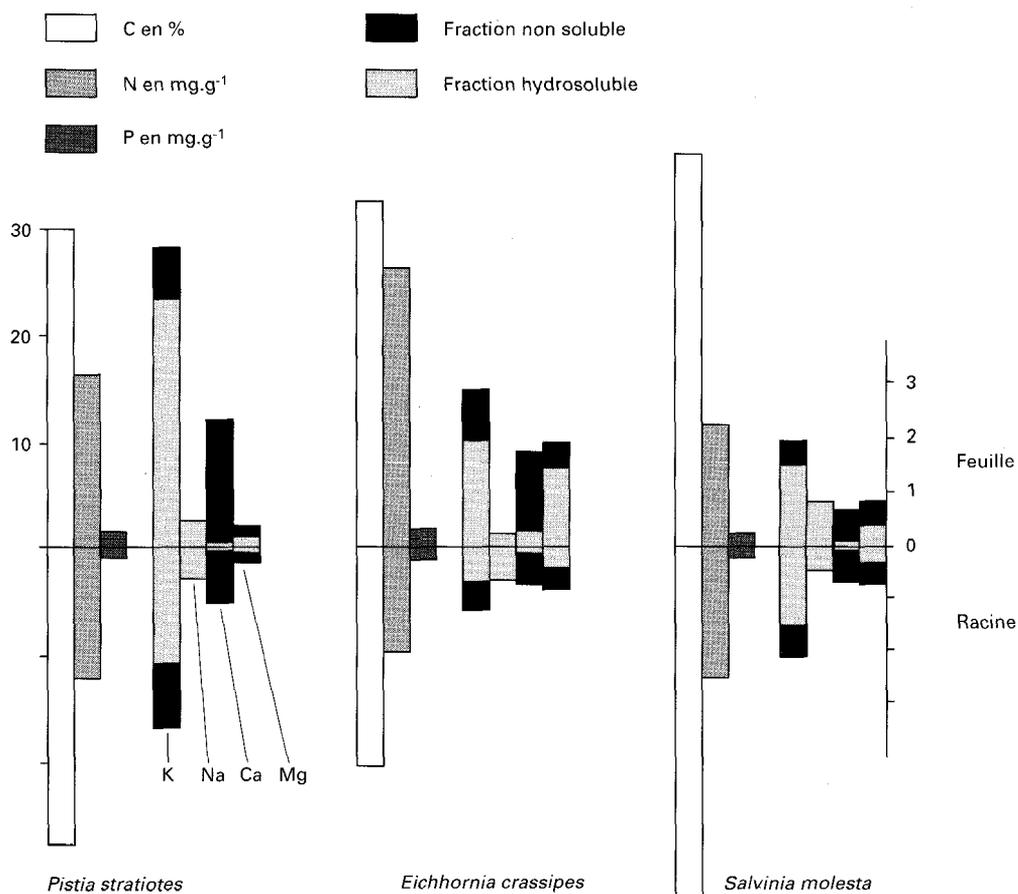


Figure 4

Comparaison des teneurs en C, N, P et des compositions minérales des feuilles et des racines chez les trois hydrophytes colonisant la lagune Ébrié. Échantillons prélevés au sein de tapis denses monospécifiques dans des zones lagunaires de salinité nulle : *P. stratiotes* station B, *S. molesta* station A, *E. crassipes* station C (cf. fig. 1a). (Valeurs exprimées en fonction du poids sec.)

TABLEAU II  
Comparaison des pourcentages de cendres, colonisant

	<i>Pistia stratiotes</i>		
	lagune Ébrié 1	Amazonie centrale 2	Floride 3
Teneur en cendres	28,4	28,7	20,0
Teneur en N	1,53	1,85	2,10
Teneur en P	0,22	0,19	0,31
Teneur en K	3,26	4,78	3,47

1 - Côte-d'Ivoire

2 - Brésil (HOWARD-WILLIAMS et JUNK, 1977)

3 - États-Unis (BOYD, 1969)

TABLEAU III

Compositions des trois macrophytes flottantes colonisant la lagune Ébrié  
Valeurs exprimées en  $g.m^{-2}$ ; prélèvements réalisés au sein de tapis monospécifiques

	<i>P. stratiotes</i> Fleuve Comoé 1984			<i>S. molesta</i> lagune Ono 1984			<i>E. crassipes</i> lagune Potou 1987		
	Feuilles	Racines	Plante	Feuilles émergées	Feuilles immergées + Segments à sporocarpes	Plante	Feuilles	Racines	Plante
Poids frais	5 810	1 190	7 000	1 950	3 050	5 000	7 565	935	8 500
Poids sec	267	61	328	127	107	234	416	37	453
Poids carbone	80,10	14,25	93,35	46,82	38,34	85,16	134,78	7,58	142,36
Poids azote	4,27	0,76	5,03	1,50	0,38	1,88	10,82	0,39	11,21
Poids phosphore	0,61	0,10	0,71	0,19	0,16	0,35	1,41	0,08	1,49

de N, de P et de K exprimés en fonction du poids sec des trois espèces de macrophytes flottantes  
la lagune Ébrié

<i>Salvinia molesta</i>						<i>Eichhornia crassipes</i>		
lagune Ébrié	Amazonie centrale	lac Moondarra	lac Kariba	lagune Binatang		lagune Ébrié	Amazonie centrale	Floride
1	2	4	5	6	7	1	2	3
26,6	21,4	19,9	17,2	-	43,3	20,8	15,0	17,0
0,80	1,95	1,70	1,35	0,98	0,84	2,48	1,83	2,50
0,15	0,24	0,18	0,17	0,23	0,21	0,33	0,17	0,44
2,04	1,78	3,59	2,98	4,32	1,46	3,13	4,30	3,47

4 - Australie (FINLAYSON *et al.*, 1984)

5 - Zimbabwe (MITCHELL, 1970)

6 - Papouasie-N.-Guinée (ROOM et THOMAS, 1985)

7 - Sri-Lanka (WILLIAMS, 1956)

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* ou de *P. stratiotes*, cette biomasse constitue une réserve nutritive particulièrement abondante. Les estimations réalisées pour *P. stratiotes* indiquent un enrichissement d'un facteur 15 000 pour l'azote, 2 500 pour le phosphore et de 10 000 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.

## Impacts écologiques

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 immobilisé, 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 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 avec les peuplements phytoplanctoniques, 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 piégeage des apports terrigènes véhiculés par les crues. Leur sédimentation ultérieure contribue alors à l'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 eau-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  $1,7 \cdot 10^3$  bactéries par ml pour les eaux libres, la densité bactérienne pour les eaux rhizosphériques est de  $63,1 \cdot 10^3$ . 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 bénéficient d'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 flottantes.

## Rôle de la salinité comme facteur de contrôle

Cette étude a porté principalement sur *P. stratiotes*, qui colonise exclusivement les milieux dulçaquicoles. Lors de l'affaiblissement de la crue de la 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, toute la rosette est affectée 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  $200 \mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$ , 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, dû principalement à des teneurs en cendres plus importantes (fig. 5). Ces modifications quantitatives s'accompagnent d'une profonde transformation qualitative des racines, qui prennent une coloration blanche uniforme et perdent leurs radicelles. À l'opposé, en milieu continental vrai, les racines sont légèrement colorées en vert par les pigments chlorophylliens, et développent un système radicellaire très dense. Au-delà de  $3\,000 \mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$ , un

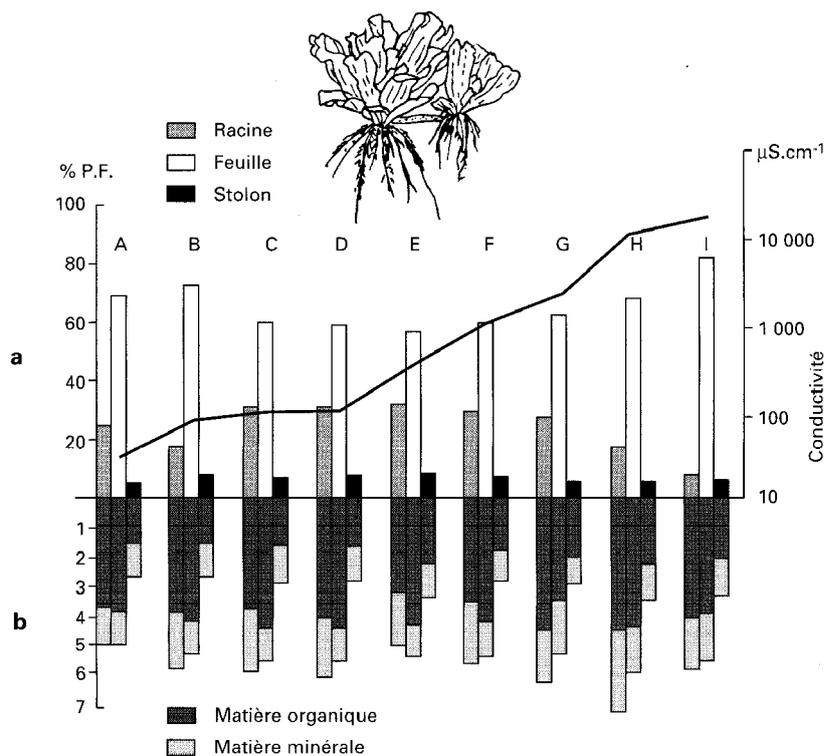


Figure 5

Transformations morphologiques de *P. stratiotes* lors de son transit en lagune Ébrié : incidence de la conductivité des eaux (localisation des stations échantillonnées, cf. fig. 1a).

a) Pourcentage du poids frais des différentes parties de la plante ; b) pourcentage de biomasse sèche de ses divers constituants par rapport à leur poids frais.

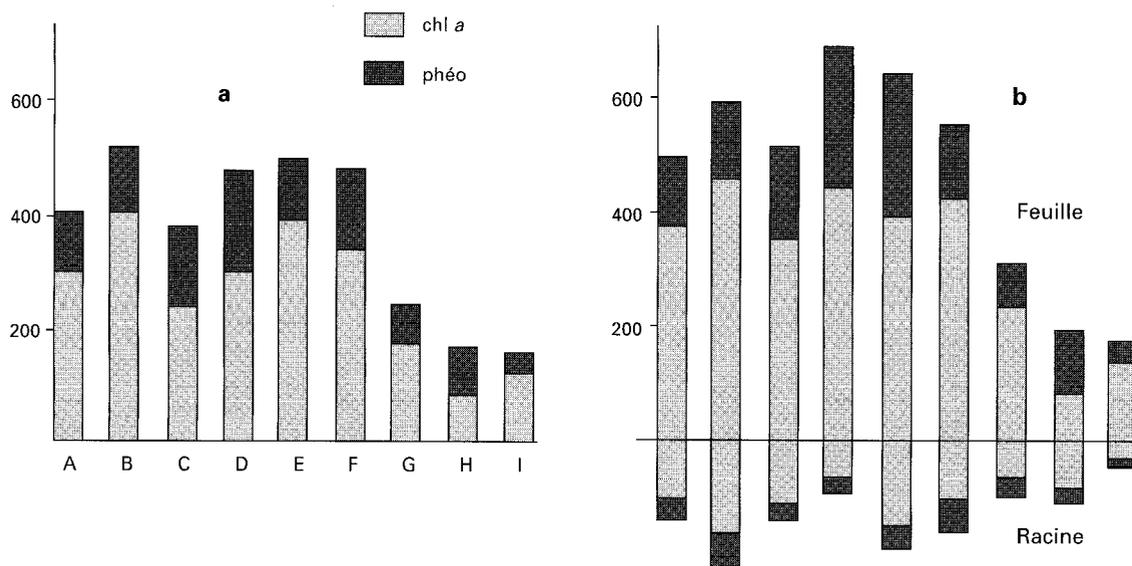


Figure 6

Concentrations (en mg.g<sup>-1</sup> de poids frais) en chlorophylle *a* et en phéopigments :  
 a) pour les plantes entières ; b) au sein des racines et des feuilles chez *P. stratiotes* lors de son transit en lagune Ébrié (localisation des stations échantillonnées cf. fig. 1a).

nombre très important de ces racines transformées se détache spontanément de la rosette. L'alimentation en eau de la plante est alors insuffisante pour compenser les pertes liées à l'évapotranspiration du système foliaire. 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 alors profondément modifiée par le vieillissement et la dégradation de la chlorophylle. Au-delà de 10 000  $\mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$ , l'extrémité des limbes des feuilles se flétrit et se rétracte, 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 entraînent 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, la 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 *in situ*, l'étude de cultures en eaux de salinité croissante a mis en évidence une modification de la composition minérale affectant l'ensemble de la plante. Elle se traduit principalement par une diminution des concentrations en potassium et par une augmentation des teneurs en sodium (fig. 7). Cette inversion importante dans les eaux les plus minéralisées révèle l'insuffisance des mécanismes de régulation ionique des plantes (pompe à Na et K). Le recours à ces processus de contrôle pour des eaux de conductivité très faible doit entraîner un épuisement rapide des réserves énergétiques des plantes. De plus, cette régulation active est très rapidement insuffisante, et traduit l'inadaptation de *P. stratiotes* à survivre en milieu oligohalin.

La silice, qui est particulièrement abondante dans les systèmes racinaires, est également soumise à des variations de concentration. Celle-ci décroît dans les eaux les plus faiblement minéralisées parallèlement à la phase d'allongement des racines. À l'opposé, dans les eaux de conductivité supérieure, la concentration en silice s'accroît considérablement lors de la disparition des racines transformées.

Ces transformations (d'ordres 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 ainsi qu'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 extracellulaires) et à un épaississement des membranes cellulaires, qui se traduit 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  $0,85 \text{ g} \cdot \text{j}^{-1}$  de biomasse fraîche) et indépendant du poids initial des plantes testées. Le temps de doublement est ainsi de 11 jours pour de jeunes plantes, 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  $5\,500 \mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$ . À partir de  $13\,000 \mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$ , la croissance est nulle et la vitesse de décomposition s'accroît avec l'augmentation de la conductivité des eaux (tabl. IV).

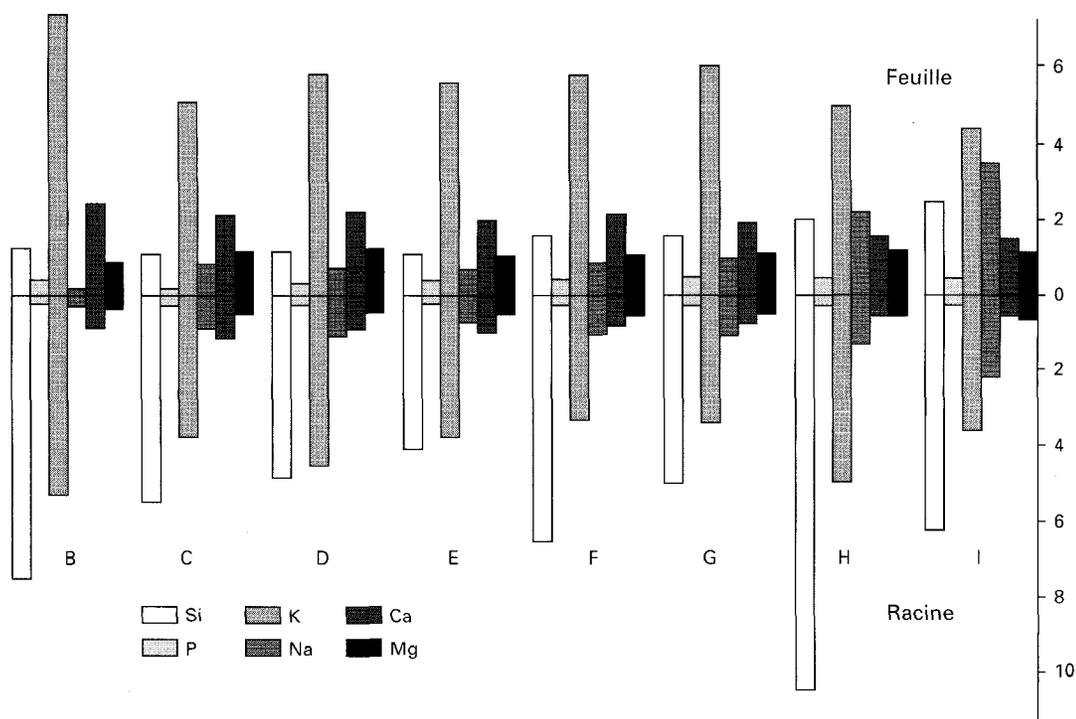


Figure 7

Influence de la composition ionique des eaux lagunaires sur la composition minérale des cendres chez *P. stratiotes*.

Les valeurs sont exprimées en % du poids sec  
(localisation des stations échantillonnées cf. fig. 1a).

TABLEAU IV

Étude de la croissance et de la survie de *P. stratiotes* en culture dans des bacs de conductivité croissante

Conductivité $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$	2,5		120	450	1 200	5 500	13 000	20 000	Eau de mer pure
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 ( $\text{g}\cdot\text{j}^{-1}$ )	0,90	0,85	0,85	0,85	0,90	0,40	inexistant		
Durée de la phase de croissance relative nulle (en jours)	14 (11-25)	test non réalisé				12 (11-23)	inexistante		
Début de la phase de décroissance linéaire	T = 25					T = 23	T = 0	T = 0	T = 0
Perte journalière ( $\text{g}\cdot\text{j}^{-1}$ )	0,7					n. d.	0,4	1,26	2,0

Pour *E. crassipes*, la croissance estimée en bac d'eau renouvelée est de  $3 \text{ g}\cdot\text{j}^{-1}$  pour des plantes adultes, et de  $2 \text{ g}\cdot\text{j}^{-1}$  pour de jeunes pieds, valeurs correspondant à des temps de doublement respectifs de 30 et 20 jours (ETIEN *et al.*, 1991). Ces valeurs sont très nettement supérieures à celles de la littérature : une multiplication par deux 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 (MITCHELL, 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. 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 ; TOERIE *et al.*, 1983).

## Moyens de lutte envisagés

La valeur de conductivité entraînant une inhibition de la croissance est sensiblement équivalente pour *P. stratiotes* et pour *E. crassipes* (entre 5 000 et 10 000  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ). Pour *S. molesta*, une faible croissance est encore observée pour des eaux de conductivité supérieure à 15 000  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  (correspondant approximativement à une salinité de 10  $\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ ). Cette observation est confirmée par les travaux de DIVAKARAN *et al.* (1980) qui notent pour cette espèce une croissance à  $7 \text{ g}\cdot\text{l}^{-1}$  égale au cinquième de celle observée en eau douce. *S. molesta* se caractérise ainsi 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 celles 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 de la 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 Ébrié : 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 parti 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 Ébrié. Les barrages hydro-électriques établis sur la Bia — Ayamé 1 et 2 — (MOURARET, 1971) et la Bandama — Kossou — (MULLIGAN, 1972) sont aussi très fortement envahis par *P. stratiotes* et, depuis 1986, par *E. crassipes*. La présence de ces végétations sur les retenues 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) et de moustiques particulièrement agressifs du genre *Mansonia* (LOUNIBOS et DEWALD, 1989). Pour ce type de milieu, le recours à une destruction par augmentation de la salinité est évidemment impossible. Des recherches ont alors été initiées afin de disposer, en Côte-d'Ivoire et pour la lagune Ébrié, de moyens de lutte complémentaires chimiques et (ou) biologiques.

Des tests de laboratoire ont démontré qu'il était possible d'éliminer chimiquement *P. stratiotes* et *E. crassipes* avec des herbicides utilisés 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 certaines enzymes. La dose efficace, déterminée pour les deux espèces, est de  $0,63 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$  — effet phytotoxique à 50 % après 18 jours pour *P. stratiotes* (ETIEN et KABA, 1991) et pour *E. crassipes* (ETIEN et al., 1991). Alors que la concentration qui affecte directement la faune ichtyologique (tests réalisés sur *Sarotherodon heudelotii*) est de  $14 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ , soit, pour une profondeur moyenne d'eau de 4 mètres, une concentration 90 fois supérieure à celle déterminée efficace pour les plantes (ETIEN et KABA, 1991).

Convaincus, par de nombreux travaux, de l'inefficacité des herbicides classiques mais surtout de leur coût et des conséquences écologiques liées à leur emploi (MITCHELL, 1985), de nombreux pays ont opté pour un contrôle biologique de *E. crassipes* — États-Unis (BENNETT, 1972 ; ASHTON et al., 1979), Australie (WRIGHT, 1981) —, et de *S. molesta* — Zimbabwe (BENNETT, 1975), 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 d'un parasite spécifique, le coléoptère curculionide *Cyrtobagous singularis*, le plus efficace sur *S. molesta* (FORNO, 1983), sont actuellement à l'étude en Côte-d'Ivoire.

Dans l'attente d'une mise au point définitive des plans de luttés biologique et chimique applicables en milieu ouvert, l'installation de barrages flottants et le ramassage mécanique ou manuel des plantes constitueront, en lagune Ébrié, la seule solution pour l'élimination des îlots de végétations aquatiques non directement évacuées vers l'océan par le détournement des eaux de la Comoé.

- AKE ASSI, 1977.— *Salvinia nymphellula* (Salviniacées), fléau en extension vers l'Ouest de l'Afrique inter-tropicale. *Bull. IFAN*, 39 A n° 3 : 555-562.
- ASHTON (P.J.), SCOTT (W.E.), STEYN (D.J.) et WELLS (R.J.), 1979.— The chemical control water hyacinth *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms. *Progress in Water Technology*, 13 : 865-882.
- BAGNALL (L.O.), FURMAN (T.S.), HENTGES (J.F.), NOLAN (W.J.) et SHIRLEY (R.L.), 1974.— Feed and fiber from effluent-grown water hyacinth. In : Wastewater use in the production of food and fiber-proceedings. EPA-660/2-74-041. Environmental Protection Agency, USA : 116-141.
- BENNETT (F.D.), 1975.— Insects of plant pathogens for the control of *Salvinia* and *Pistia*. Biological control for water quality Enhancement Workshop. University of Florida, Gainesville : 23-25.
- BOYD (C.E.), 1969.— The nutritive value of three species of water. *Econ. Bot.*, 23 : 123-127.
- BOYD (C.E.), 1970.— Aminoacid, protein and coloric contents of vascular aquatic macrophytes. *Ecolog.*, 51 : 902-906.
- DIVAKARAN (O.), ARUNACHALAM (M.) et BALAKRISHNANNAIR (N.), 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 THOMAS (P.A.), 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.
- EGNANKOU WADJA (M.), 1985.— Étude des mangroves de Côte-d'Ivoire. Aspect écologique et recherches sur les possibilités de leur aménagement. Thèse 3<sup>e</sup> cycle, Univ. de Toulouse.
- ETIEN (N.), KABA (N.) et AMON KOTHIAS (J.B.), 1991.— Doses efficaces en glyphosate et en 2,4-D pour le contrôle chimique des laitues d'eau (*Pistia stratiotes* L.) et toxicité du glyphosate vis-à-vis des tilapias (*Sarotherodon melanotheron*). *J. Ivoir. Oceanol. Limnol.*, 1 (2) : 111-118.
- ETIEN (N.), KABA (N.) et GUIRAL (D.), 1991.— Phytotoxicité du glyphosate sur la jacinthe d'eau (*Eichhornia crassipes* Solms). *J. Ivoir. Oceanol. Limnol.*, 1 (2) : 119-123.
- FARRELL (T.P.), FINLAYSON (C.M.) et GRIFFITHS (D.J.), 1979.— Studies of the hydrobiology of a tropical lake in north western Queensland. I- Seasonal changes in chemical characteristic. *Aust. J. Mar. Freshwater Res.*, 30 : 579-595.
- FINLAYSON (C.M.), FARRELL (T.P.) et GRIFFITHS (D.J.), 1984.— Studies of the hydrobiology of a tropical lake in North western Queensland. III- Growth, chemical composition and potential for harvesting of aquatic vegetation. *Aust. J. Mar. Freshwater Res.*, 35 : 525-536.
- FORNO (I.W.) et HARLEY (K.L.S.), 1979.— The occurrence of *Salvinia molesta* in Brazil. *Aquatic Botany*, 6 : 185-187.
- FORNO (I.W.), SANDS (D.P.A.) et SEXTON (W.), 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.— Évolution de la mangrove près d'Abidjan (Côte-d'Ivoire) au cours des quarante derniers millénaires. CEGET-CNRS, *Trav. Doc. Géogr. Trop.*, 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). In : C.K. Varshney, J. Rzoska (Eds), *Aquatic weed in South East Asia* : 193-209.

- GAY (P.A.), 1958.— *Eichhornia crassipes* in the Nile of the Sudan. *Nature*, 182 : 538-539.
- HATTINGH (E.), 1962.— Report on investigations into the control of *Salvinia auriculata* on lake Kariba. Parts I and II (report by Hattingsh, Wead 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.), WELDON (L.W.) et BLACKBURN (R.D.), 1969.— Aquatic weeds. *Science*, 166 : 699-709.
- HOWARD-WILLIAMS et JUNK (W.J.), 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*, 208 : 1111-1112.
- LITTLE (E.C.S.), 1965b.— The world wide distribution of water hyacinth. *Hyacinth Control Journal*, 4 : 30-32.
- LOUBINOS (L.P.) et DEWALD (L.B.), 1989.— Oviposition site selection by *Mansonia* mosquitoes on water lettuce. *Ecol. Entomol.*, 14 (4) : 413-422.
- 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 MANSON (B.E.), 1958.— Water hyacinth reproduces by seed in New Zealand. *N.Z.J. Agric.*, 96 : 191-196.
- MENDONCA (A.), 1958.— État actuel du problème de l'*Eichhornia crassipes* au Mozambique et en Angola. *Bull. Agric. Congo Belge*, 7 : 1362-1363.
- MITCHELL (D.S.), 1970.— Autoecology studies of *Salvinia auriculata* Aubl. 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. Canberra, Aust. Gout. Publ. Serv., 189 p.
- MITCHELL (D.S.), 1979.— Aquatic weeds in Papua New Guinea. *Science in New Guinea*, 6 : 154-160.
- MITCHELL (D.S.), 1985.— African aquatic weeds and their management. In : P. Denny (Ed.), The ecology and management of African wetland vegetation. Dordrecht, Junk Publishers : 178-202.
- MITCHELL (D.S.), PETER (T.) et VINER (A.B.), 1980.— The water form *Salvinia molesta* in the Sepik River, Papua New Guinea. *Environ. Conserv.*, 7 : 115-122.
- MITCHELL (D.S.) et TUR (N.M.), 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.— Étude biologique des eaux du barrage Ayamé I et II (Côte-d'Ivoire). *Doc. Centre Orstom Dakar-Hann*, 30 p.
- MULLIGAN (H.F.), 1972.— Report on growth of *Pistia stratiotes* in Kossou Lake (Ivory Coast). Rome, FAO, Lake Kossou Fishery Development Project, FI:DP/IVC/26/71/526 : 1-7.
- NICOLE (M.), EGNANKOU WADJA (M.) et SCHMIDT (M.), 1987.— Les zones humides côtières de Côte-d'Ivoire. Rapp. Orstom, Université nationale de Côte-d'Ivoire, C.I. Nature, 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. Fiji, *Agric. J. Dep. Agric.*, 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, J. Rzoska (Eds), *Aquatic Weeds in Southeast Asia*. The Hague, Dr. W. Junk : 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.), FORNO (I.W.) et TAYLOR (M.F.J.), 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 GILL (J.Y.), 1985.— The chemical environment of *Salvinia molesta* Mitchell : Ionic concentrations of infested waters. *Aquatic Botany*, 23 : 125-135.
- ROOM (P.M.), HARLEY (K.L.S.), FORNO (I.W.) et SANDS (D.P.A.), 1981.— Successive biological control of the floating weed *Salvinia*. *Nature*, 294 : 78-80.
- ROOM (P.M.) et THOMAS (P.A.), 1985.— Nitrogen and establishment beetle for biological control of the floating weed *Salvinia* in Papua New Guinea. *Journ. of Appl. Ecology*, 22 : 139-156.
- SCOTT (W.E.), ASHTON (P.J.) et STEYN (D.J.), 1979.— Chemical control of the water hyacinth on Hartbeespoort Dam. Pretoria, Water Research Commission, 84 p.
- TACKHOLM (V.) et DRAR (M.), 1950.— Flora of Egypt. Vol. II, Cairo, Fouad I University Press.
- TOERIEN (D.F.), CARY (P.R.), FINLAYSON (C.M.), MITCHELL (D.S.) et WEERTS (P.G.J.), 1983.— Growth models for *Salvinia molesta*. *Aquatic Botany*, 16 : 173-179.
- VAAS (K.F.) et SACHIAN (M.), 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.