



Agence de l'eau
Rhin-Meuse



***Relations entre la végétation
aquatique et la qualité de
l'eau en plaine d'Alsace***
Rôle particulier du phosphore
Synthèse

Etude réalisée pour le compte de l'agence de l'eau Rhin-Meuse,
de l'institut franco-allemand de recherche sur l'environnement et
du service de la recherche et des affaires économiques du ministère de
l'environnement

Auteur : Fabienne ROBACH

Laboratoire de Botanique et d'Écologie Végétale

Institut de Botanique

28. rue Goethe

67083 STRASBOURG

Editeur : Agence de l'eau Rhin-Meuse

Mai 1996

85 exemplaires

100 francs

© 1996 - Agence de l'eau Rhin-Meuse

Tous droits réservés

SOMMAIRE

1. INTRODUCTION	1
II. SITES ET METHODES	2
II. 1. Réalisation de l'étude	2
11.2. Le réseau d'échantillonnage représentatif du modèle hydroécologique de référence de la plaine centrale d'Alsace	3
11.3. Transfert du phosphore des phosphates du, compartiment aqueux vers la plante: mise au point d'un système expérimental établi sur la base des données de terrain	5
II. RESULTATS	7
III. 1. Influence du phosphore dans l'eau et le sédiment sur le déterminisme de la végétation aquatique	7
III. 1.1. A l'échelle des espèces	7
III. 1.2. A l'échelle des communautés	11
111.2. Influence de la charge phosphatée de l'eau et du sédiment sur le phosphore accumulé dans les plantes aquatiques	13
III.3 Influence de la végétation sur la charge en phosphore du compartiment aqueux: processus de réduction de la charge eutrophisante	16
III.4 Transfert de phosphore en milieu contrôlé de laboratoire	20
111.4.1. Expérimentation en milieu nutritif non renouvelé	20
111.4.2. Influence de la charge phosphatée de l'eau sur l'accumulation du phosphore dans les plantes en milieu renouvelé	22
IV. CONCLUSION	24

L INTRODUCTION

L'examen d'une littérature comparée dans le domaine des relations eau-plante-sédiment **révèle** l'existence d'une contradiction entre les résultats obtenus à partir de données recueillies *in situ* (**Kohler** 1972, 1975, 1982, Carbiener & Ortscheit 1987, Carbiener *et al.* 1990, Muller 1990, Haury & Muller 1991, Robach *et al.* 1991, 1995, Trémolières *et al.* 1991...) et ceux obtenus par des séries expérimentales réalisées en conditions contrôlées de laboratoire (**Bole & Allan** 1978, Barko & Smart 1981, Gabrielson *et al.* 1984, **Smith & Adams** 1986, Moeller *et al.* 1988, Chambers & Prepas 1989, Rattray *et al.* 1991...).

* *Les premiers* ont montré en conditions naturelles que la composition des phytocénoses aquatiques en milieu d'eau courante oligosaprobe ou mésosaprobe (pollution organique faible ou nulle) est arbitrée prioritairement par la charge trophique du compartiment aqueux, et plus particulièrement par les teneurs en phosphore des phosphates, ce qui suggère une prédominance de la nutrition phosphatée foliaire par rapport à la nutrition phosphatée racinaire. Une échelle de bioindication de la qualité de l'eau par les communautés végétales a été notamment mise au point dans le réseau hydrographique particulier de la plaine ello-rhénane (Alsace, France). Cette échelle est constituée par une séquence de six communautés végétales distinctes, schématiquement symbolisées par les lettres A, B, C, D, E, F, qui expriment ainsi une eutrophisation croissante.

* A l'inverse, *les seconds* montrent le rôle essentiel joué par le sédiment dans la nutrition phosphorée des plantes aquatiques en conditions contrôlées de laboratoire. Ces auteurs montrent en effet, que certaines plantes submergées peuvent satisfaire à leur besoin en phosphore en prélevant cet élément exclusivement à partir du sédiment, notamment lorsque le compartiment aqueux est dépourvu de phosphore. Généralement, ces données obtenues dans un cadre expérimental n'ont pas fait l'objet d'une confrontation de terrain.

L'objectif principal de **cette** étude est d'approfondir les connaissances sur les relations entre la végétation aquatique d'une part et la qualité physico-chimique de **l'eau et du**

sédiment d'autre part. Que ce soit à l'échelle de l'organisme ou à l'échelle des communautés végétales, et en nous appuyant sur un vaste réseau d'échantillonnage de géochimie homogène mais de trophie contrastée, nous nous intéressons plus particulièrement à l'étude des flux de phosphore entre les organismes végétaux et les différents compartiments d'un écosystème aquatique d'eau courante. Nous en précisons notamment, en conditions naturelles mais aussi en conditions contrôlées de laboratoire, l'importance relative de la charge phosphatée de l'eau par rapport à celle du sédiment dans le déterminisme de la végétation aquatique.

L'originalité de ce travail réside dans une confrontation quasi permanente entre des données de terrain recueillies dans le réseau hydrographique de la plaine ello-rhénane que l'on peut considérer comme un modèle hydroécologique de référence, et des données de laboratoire obtenues à partir de séries expérimentales réalisées en conditions contrôlées.

II. SITES ET METHODES

II.1. Réalisation de l'étude

Cette étude a été réalisée en deux étapes:

La première étape (18 mois) fut essentiellement articulée autour de la collecte et l'analyse de plantes, d'eau et de sédiment sur un vaste réseau d'échantillonnage situé dans le réseau hydrographique de la plaine d'Alsace couvrant une large gamme trophique, tant au niveau du compartiment aqueux qu'au niveau du sédiment, permettant ainsi une exploitation statistique.

La seconde étape (18 mois), essentiellement réalisée en laboratoire, s'est appuyée sur les résultats obtenus lors de la première étape. Au cours de cette deuxième phase de travail, nous nous sommes plus particulièrement attachés à mettre au point un protocole expérimental permettant d'étudier le transfert du phosphore de l'eau vers la plante.

II.2. Le réseau d'échantillonnage représentatif du modèle hydroécologique de référence de la plaine centrale d'Alsace.

Nous disposons dans la plaine alluviale ello-rhénane d'un réseau hydrographique dense, de géochimie carbonatée **calcique**, comprenant notamment des rivières alimentées exclusivement ou principalement par une puissante nappe **phréatique** sous-jacente (**Fig 1**).

Ce réseau s'est avéré être particulièrement bien adapté à notre problématique générale puisqu'il présente une gamme trophique très étendue, tant au niveau du compartiment sédiment qu'au niveau du compartiment aqueux, allant de l'oligotrophie (émergence des rivières phréatiques) jusqu'à l'hypertrophie (fleuve Rhin, rivière Ill, secteur aval des rivières phréatiques contaminé par des rejets urbains ou agricoles). Mais la pollution organique y est généralement faible ou nulle. Par ailleurs, ce secteur nous offre également une grande variété de caractéristiques morphométriques, édaphiques et texturales.

Ce secteur se comporte donc comme un laboratoire naturel, qui va nous permettre de tester statistiquement l'influence de nombreux paramètres abiotiques sur le déterminisme de la végétation aquatique, **afin** d'en faire émerger les plus **discriminants**.

Sept campagnes de prélèvement d'eau, de sédiment et de plantes, dans une trentaine de cours d'eau, soit 92 sites, ont été effectuées entre le mois de mars 1993 et le mois de mars 1994 (tableau **D**).

CAMPAGNES D'ECHANTILLONNAGE	
SITE D'ETUDE	
période de prélèvement	mars 1993 à mars 1994
nombre total de cours d'eau prospectés	28
nombre total des sites de prélèvement (eau-sédiment-plantes)	92
nombre de cours d'eau phréatiques	7 (34 sites)
nombre de cours d'eau non phréatiques	21 (58 sites)
FREQUENCE DE PRELEVEMENT	
prélèvements d'eau	7 (mars-avril 1993, mai 1993, juillet 1993, août 93, septembre-octobre 93, novembre 93, mars 1994)
prélèvements de plantes	7 par cours d'eau phréatique (végétalisé toute l'année) 4 par cours d'eau non phréatique (végétalisé uniquement de mai à octobre)
relevés phytosociologiques	2 à 3 par site
prélèvements du sédiment superficiel	7
carottage de sédiment (granulométrie)	1
ANALYSES PHYSICO-CHIMIQUES	
EAU	
paramètres mesurés in situ	pH, oxygène dissous, conductivité, température
paramètres analysés en laboratoire (AFNOR 86)	PO43-, NH4+, NO3-, NO2-, Cl-, dureté
SEDIMENT	
paramètres analysés	phosphore échangeable (Olsen modifié), P total (AFNOR), granulométrie, CaCO3
PLANTES AQUATIQUES	
nombre total d'espèces étudiées	15
paramètres analysés	P total foliaire contenu dans les 10 derniers cm de la plante

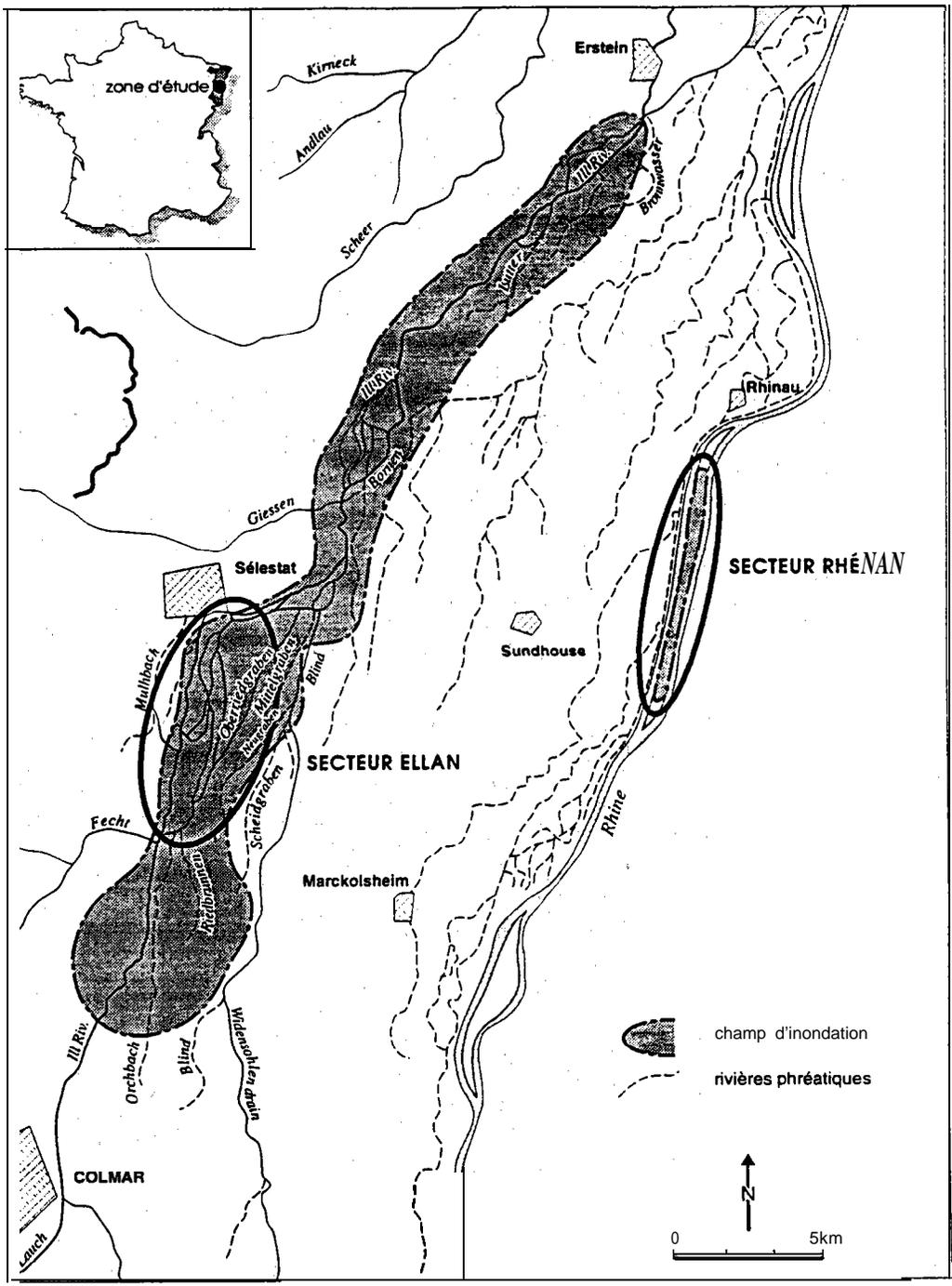


Figure 1: Site d'étude
Les capacités d'autoépuration des cours d'eau ont été plus particulièrement étudiés dans les secteurs ellan et rhénan mentionnés sur cette carte.

Ces campagnes de prélèvement d'eau' de sédiment et de plantes ont été complétées par une campagne annuelle de mesure de vitesse du courant' au cours de laquelle a également été déterminée la profondeur maximale de chaque site.

Au cours de la première étape de cette étude, nous avons plus particulièrement étudiés sur chaque site de prélèvement **la répartition du phosphore** au sein des différents compartiments (eau- **plante**- sédiment) en quantifiant les charges phosphatées respectives de chacun des compartiments. **Cette** première quantification nous a notamment permis de tester:

- a) l'influence de la charge, phosphatée de l'eau et du sédiment sur la répartition des espèces et des communautés végétales,
- b) l'influence de la charge phosphatée de l'eau et du sédiment sur les teneurs en P foliaire des **espèces** végétales présentes, c'est à dire sur leurs aptitudes respectives à absorber et stocker le phosphore dans leurs organes foliaires,
- c) l'influence de la végétation sur la charge phosphatée de l'eau (phénomènes de réduction de la charge eutrophisante, auto-épuration).
- d) l'influence des paramètres morphométriques ou hydrologiques (profondeur, vitesse du courant, texture du sédiment...) dans le déterminisme de la végétation aquatique.

II.3. Transfert du phosphore des phosphates du compartiment aqueux vers la plante: mise au point d'un système expérimental établi sur la base des données de terrain.

Les objectifs majeurs de cette phase expérimentale peuvent se résumer dans les deux points suivants:

- * étudier et mettre en évidence l'existence d'un transfert de P du compartiment aqueux vers la plante;

* étudier l'influence de la charge phosphatée de l'eau sur le taux d'absorption de P et l'accumulation du P par la plante, en présence ou en l'absence de sédiment.

Elodea nuttallii a été sélectionnée pour **cette** phase expérimentale en raison de son aptitude à coloniser des milieux de trophie variée, **mésotrophes** à eutrophes, voire même **hypertrophes** (de 30 à 500 $\mu\text{g P-PO}_4^{3-}\cdot\text{l}^{-1}$). Cette plante présente en outre l'avantage de pouvoir se multiplier végétativement par fragmentation et de croître en absence de sédiment. Les Elodées **utilisées** lors des expériences ont été prélevées dans un cours d'eau mésotrophe caractérisé par de faibles teneurs en **P-PO₄³⁻** (teneurs moyennes annuelles $< 30 \mu\text{g P-PO}_4^{3-}\cdot\text{l}^{-1}$) et en **N-NH₄⁺** (teneurs moyennes annuelles $< 60 \mu\text{g N-NH}_4^+\cdot\text{l}^{-1}$). Après leur récolte, les parties **apicales** des Elodées sont acclimatées dans des conditions expérimentales pendant 4 à 6 jours dans de l'eau du robinet dont la composition chimique est quasiment identique à celle de la rivière de prélèvement. Il s'agit d'une eau fortement minéralisée (conductivité $> 600 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), **bicarbonatée calcique** (250 mg **HCO₃⁻** $\cdot\text{l}^{-1}$, 100 mg **Ca⁺⁺** $\cdot\text{l}^{-1}$), pauvre en éléments minéraux (c 10 $\mu\text{g P-PO}_4^{3-}\cdot\text{l}^{-1}$), naturellement tamponnée. La température est maintenue à 15 °C ($\pm 1^\circ\text{C}$), l'intensité lumineuse est de 5000 lux (± 200) pour une photopériode de 14h lumière - 10h d'obscurité.

Après l'acclimation, les Elodées non enracinées sont fixées sur des anneaux en verre par un élastique et réparties dans des aquariums contenant 6 litres d'eau du robinet.

Les Elodées enracinées destinées à l'étude des flux de P entre le sédiment, l'eau et les organes foliaires sont enracinées dans des pots en verres contenant 200 ml de sédiment eutrophe (800-1000 $\mu\text{gP total}\cdot\text{g}^{-1}$, 80 $\mu\text{g P extractible}\cdot\text{g}^{-1}$). Le sédiment est ensuite recouvert d'une couche de paraffine pour limiter les échanges directs de P entre l'eau et le sédiment. Les précisions expérimentales sont données dans le rapport détaillé.

Deux protocoles expérimentaux distincts ont été mis au point:

1) l'un pour étudier la cinétique d'absorption et d'accumulation des phosphates par la plante aquatique en fonction de la concentration en phosphates de la phase aqueuse. Les phosphates sont ajoutés au compartiment aqueux en début d'expérience. Après homogénéisation du milieu, des prélèvements d'eau sont effectués régulièrement (en moyenne toutes les deux heures) pendant trois jours. 5 séries expérimentales ont ainsi été réalisées (3 avec sédiment, 2 sans sédiment). A la fin des expériences, le

phosphore total de la plante est analysé, ainsi que le P extractible et le P total du sédiment, le cas échéant.

2) l'autre pour étudier l'influence de la charge phosphatée du compartiment aqueux sur les teneurs en phosphore total dans les plantes. Cette étude a été effectuée, soit en milieu non renouvelé, soit en milieu renouvelé où la charge phosphatée est maintenue constante. En milieu renouvelé, trois séries expérimentales identiques, sans sédiment, ont été réalisées sur trois jours. Chaque aquarium contient 36 plants d'**Elodées** fixés sur des anneaux en verre. 12 **Elodées** sont récoltées chaque jour, pesées (poids frais et poids sec) puis minéralisées.

Dans les deux cas, nous avons étudié l'influence de 6 concentrations de P-PO_4^{3-} dans l'eau (doses représentatives de la gamme trophique observée dans le réseau hydrographique de la plaine d'Alsace) : c ou = 5 (valeur considérée comme une valeur témoin), 50, 100, 200, 400, 500 $\mu\text{g.P-PO}_4^{3-} \cdot \text{l}^{-1}$. Des expériences complémentaires avec des concentrations de 1000 et 2000 $\mu\text{g.P-PO}_4^{3-} \cdot \text{l}^{-1}$ ont été réalisées dans certains cas, ces deux dernières concentrations étant **fréquemment** relevées dans l'111 et ses annexes.

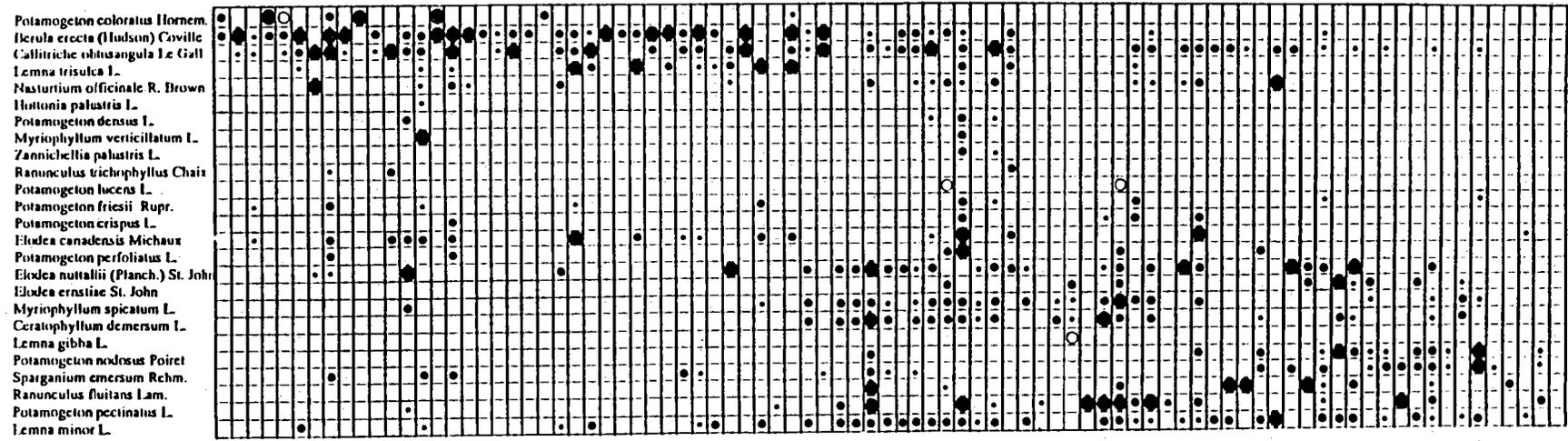
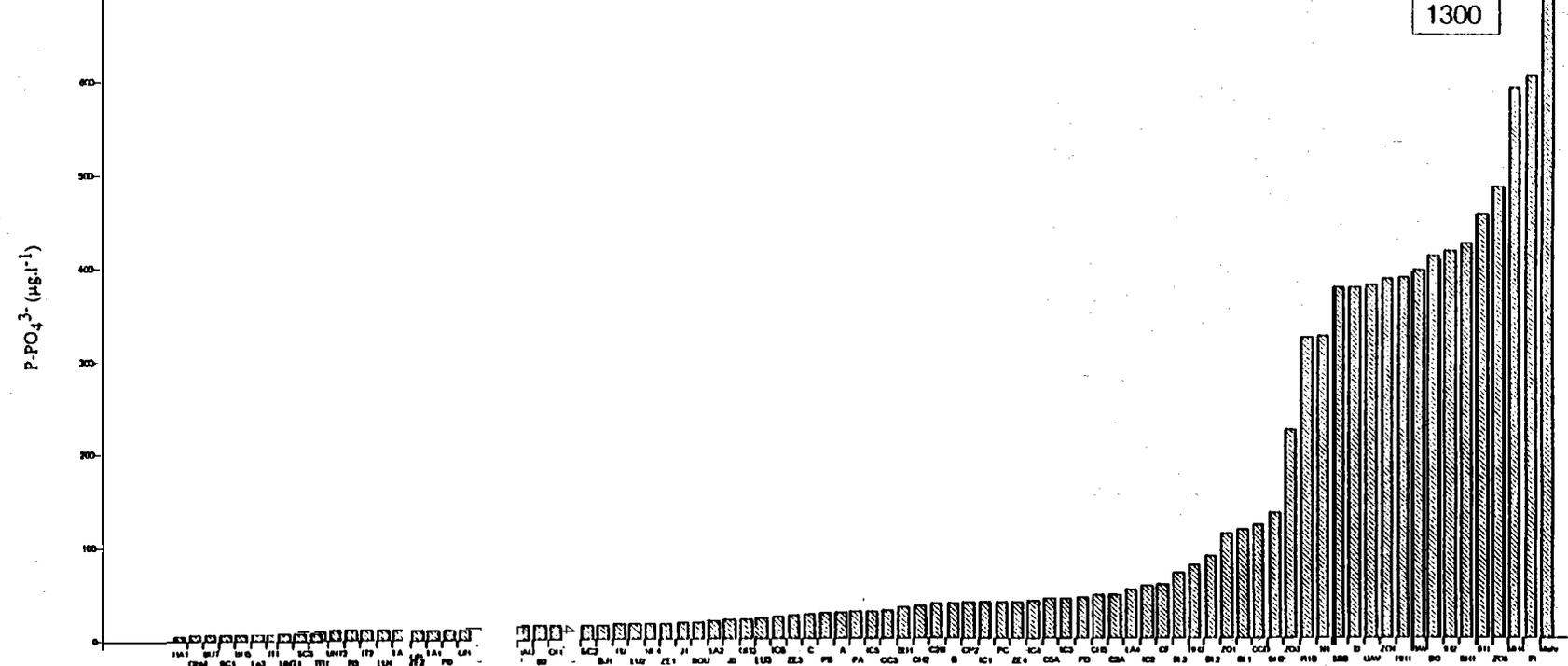
III. RESULTATS

III.1. Influence du phosphore dans l'eau et le sédiment sur le déterminisme de la végétation aquatique,

III.1.1. A l'échelle des espèces.

Une trentaine d'espèces aquatiques, dont 4 hydrophytes flottantes (*Lemna minor*, *Lemna minuscula*, *Lemna gibba* et *Azolla filliculoides*) ont été recensées sur l'ensemble du secteur d'étude. La figure 2 résume les optima d'occurrence de 25 espèces en relation avec les **teneurs moyennes en phosphore des phosphates de la phase aqueuse**.

Par ailleurs, des analyses statistiques (analyse canonique des **correspondances/Canoco**) réalisées sur la base des données trophiques **du compartiment aqueux et du compartiment sédiment** révèlent 4 groupements de plantes aquatiques, ordonnés **prioritairement selon la trophie de l'eau (PO_4^{3-} et NH_4^+)** et secondairement selon la trophie du sédiment.



Coef. abondance dominance (Braun Blanquet)

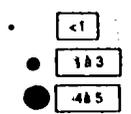


Fig 2 Répartition des macrophytes aquatiques en fonction de la concentration en phosphore des phosphates ($\mu\text{g.l}^{-1}$) dans le compartiment aqueux

Le premier groupement de plantes concerne trois espèces strictement inféodées aux secteurs oligotrophes, quasiment exempts de toute contamination ammoniacale et phosphatée: *Potamogeton coloratus*, *Chara hispida* et *Batrachospermum monoliforme*. Ces espèces se révèlent être ultra-sensibles aux variations temporelles et spatiales de la qualité de l'eau. *Potamogeton coloratus*, reconnu dans la littérature comme étant très sensible à l'ammoniaque (Roweck *et al.* 1986), disparaît sous l'effet d'une augmentation des teneurs en azote ammoniacal parfois à peine décelable à l'analyse et n'a jamais été signalée dans une rivière phréatique après une traversée de village (Carbiener & Kapp 1981). La présence de cette espèce dans les tronçons méso-oligotrophes des rivières phréatiques permet d'ailleurs de localiser très précisément les apports infra-aquatiques d'eau phréatique (Trémolières *et al.* 1994). Une étude plus précise de sa répartition dans notre secteur d'étude révèle une sensibilité plus grande encore aux teneurs en phosphates, puisque cette espèce reste strictement inféodée aux secteurs caractérisés par des teneurs moyennes annuelles en P-PO_4^{3-} inférieures à $10 \mu\text{g.l}^{-1}$.

Le second groupement concerne des plantes dont le spectre trophique est plus étendu mais qui se développent préférentiellement dans les milieux méso-eutrophes ou modérément eutrophes (*Berula erecta*, *Callitriche obtusangula*). Un certain nombre d'entre elles (*Groenlandia densa*, *Myriophyllum verticillatum*, *Ranunculus trichophyllus*) sont des plantes de lumière, donc sensibles à la turbidité de l'eau (Schütz 1992, 1993) et à l'importance du couvert végétal. Elles sont faiblement représentées ou en voie de régression dans l'ensemble de la plaine ello-rhénane et même dans le sud-ouest de l'Allemagne.

Le troisième groupement regroupe des espèces colonisant préférentiellement les zones eutrophes, voire hypertrophes (*Ceratophyllum demersum*, *Myriophyllum spicatum*, *Ranunculus fluitans*) même si certaines d'entre elles apparaissent déjà dans des secteurs méso-eutrophes (*Elodea nuttallii*, *Potamogeton pectinatus*).

Le quatrième groupement concerne essentiellement trois espèces, *Potamogeton nodosus*, *Potamogeton lucens* et *Sparganium emersum*, strictement inféodées aux secteurs eutrophes. En effet, ces espèces sont bien représentées même au delà de 300, voire même $500 \mu\text{g P-PO}_4^{3-} \cdot \text{l}^{-1}$

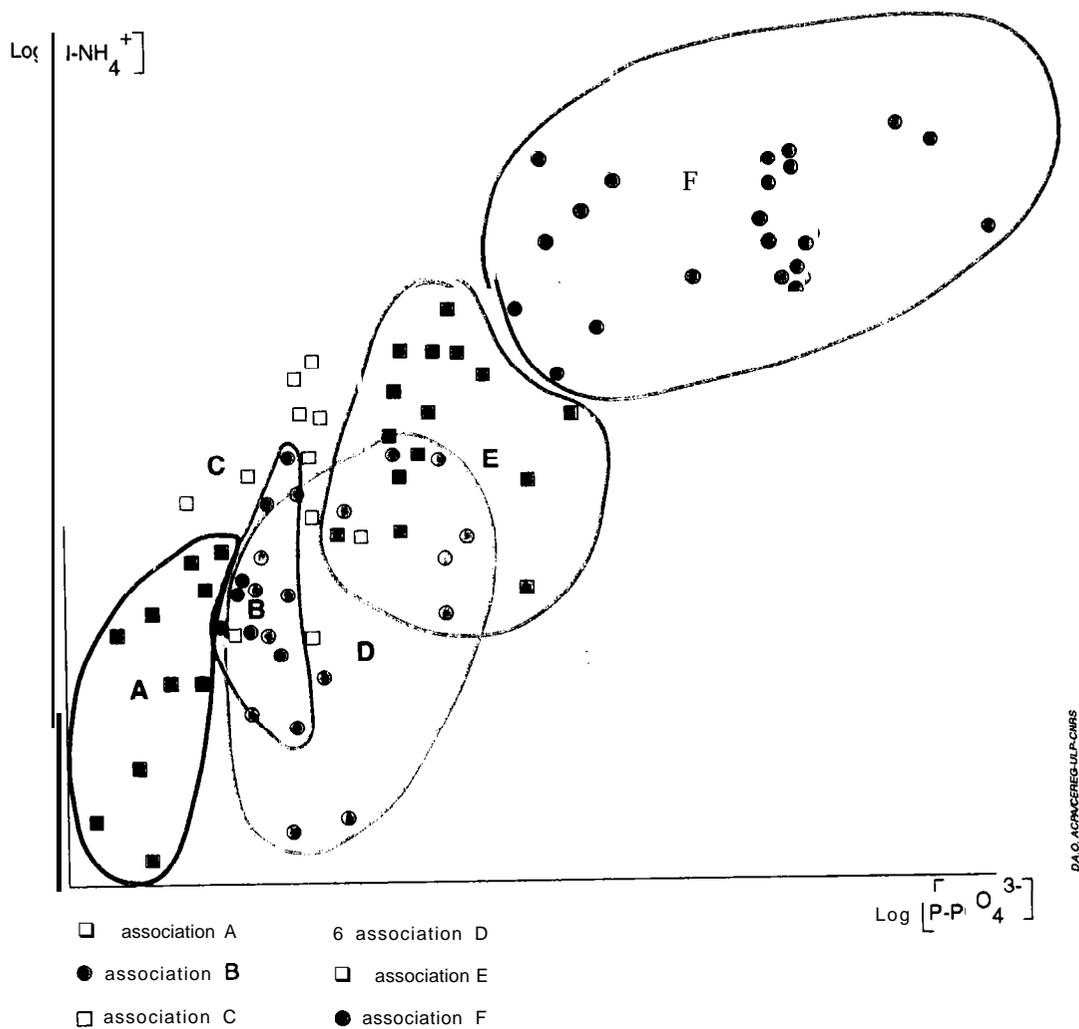


Fig. 3 Répartition des communautés végétales en fonction des concentrations en phosphore des phosphates et en azote ammoniacal

III.1.2. A l'échelle des communautés.

En 1993 et 1994 nous avons **différencié** 6 groupements **végétaux** (symbolisés par les lettres A, B, C, D, **E, F**) correspondant à 6 niveaux trophiques distincts (**Fig 3** et tableau II). L'existence d'un septième groupement (G) **reste encore à confirmer**. **En effet** cette communauté G, **caractérisée** par la **présence** d'une lentille d'eau (**Lemnu gibbu**) **polluo-**tolérante et généralement inféodée aux milieux eutrophes, ou hypertrophes, n'a été recensée que sur 2 **cours d'eau** connectés entre eux (le Vieux-Rhin à hauteur de **Rhinau** et le **Schaftheu** ancien cours de **tressage** sur l'île de **Rhinau**), tous deux périodiquement contaminés par des effluents hypertrophes de stations d'épuration (pics de P-PO_4^{3-} et N-NH_4^+ excédant $2000 \mu\text{g.l}^{-1}$).

Des analyses canoniques des correspondances (**Canoco**) réalisés sur l'ensemble des paramètres étudiés (paramètres trophiques du compartiment aqueux et du compartiment sédiment, paramètres morphométriques, **granulométrique...**) dans notre région de géochimie homogène, ont confirmé que la composition des **phytocénoses** aquatiques d'eau courante était prioritairement **dictée** par la charge trophique de l'eau décrite essentiellement par les concentrations en phosphates et les teneurs en **azote** ammoniacal. Si les charges phosphatées et **ammoniacales** agissent généralement conjointement dans le déterminisme de la végétation aquatique, dans certains cas la différenciation des communautés végétales se réalise prioritairement par rapport aux concentrations en phosphates (communautés A, B, D notamment). **En** revanche, les communautés C et D inféodées à des milieux où la charge phosphatée est quasi indentique, se différencient essentiellement par les concentrations en azote ammoniacal. La teneur en CaCO_3 du Aliment intervient secondairement tandis que la plupart des autres paramètres (y compris P extractible et P total du sédiment) n'exprime aucune influence significative.

De même, les concentrations en chlorures et en nitrates ne participent pas de manière significative à l'individualisation des groupes, ce qui avait déjà été suggéré lors de l'établissement de l'échelle de bioindication des cours d'eau **phréatiques** (Carbiener *et al.* 1990).

Les cinq premiers groupements correspondent aux communautés A,B,C,D,E de l'échelle de bioindication **précédemment** établie, leur composition floristique demeurant globalement inchangée (Carbiener *et al.* 1990).

Associations végétales (nombre de relevés)	(9)	(11)	(15)	D (17)	E (20)	F (16)
Potamogeton coloratus	V				-	-
Batrachospermum monoliforme	II				-	-
Juncus subnodulosus fo. subm.	II				-	-
Chara vulgaris	II				-	-
Chara hispida	II		I		-	-
Lamprocystis roseo persicina	II		I	I	-	-
Berula erecta (Sium erectum)	V	V	V	III	III	I
Callitriche obtusangula	I	III	V	V	IV	III
Lemna trisulca		I	m	III	II	-
Fontinalis antipyretica		I	I	II	II	-
Elodea canadensis			IV	II	II	I
Potamogeton friarii			II	II	II	II
Sparganium emersum			II	II	II	IV
Lemna minor			II	III	V	V
Elodea nuttallii			I	II	IV	IV
Ranunculus circinatus			I		-	-
Nasturtium officinale				V	III	II
Groenlandia densa				II	II	-
Zannichellia palustris				II	II	-
Spirodela polyrhiza				I	II	IV
Azolla filliculoïdes				I	I	II
Potamogeton crispus				III	II	I
Myriophyllum verticillatum				I	I	
Hottonia palustris				I	-	
Hippmis vulgaris				I	-	
Potamogeton pectinatus				II	IV	IV
Myriophyllum spicatum				II	IV	V
Potamogeton pefoliatus				I	I	III
Ceratophyllum demersum				I	V	V
Oenanthe fluviatilis					I	
Ranunculus trichophyllus					I	
Potamogeton pusillus					I	
Ranunculus fluitans					II	III
Potamogeton lucens					-	III
Potamogeton nodosus					-	III
	ean (std)	ean (std)	mean (std)	mean (std)	mean (std)	ean (std)
PH	7.4 (0.1)	7.5 (0.2)	7.5 (0.1)	7.6 (0.2)	7.9 (0.2)	7.9 (0.2)
Conductivity (uS/cm)	608 (115)	736 (112)	740 (99)	657 (66)	657 (63)	508 (52)
Hardness (meq/l)	4.8 (1.4)	4.7 (0.9)	5 (0.7)	3.9 (0.4)	3.8 (0.5)	3.2 (0.3)
N-NH4+ (ug/l)	13.7 (7.3)	22.2 (13.8)	45.3 (27.8)	33.8 (31.3)	61.2 (40.3)	255 (107)
P-PO43- (ug/l)	7.2 (1.7)	13 (5.5)	14.9 (6.3)	29.4 (23.5)	39.9 (31.2)	191.5 (11.6)
N-NO3- (mg/l)	5.5 (1.4)	5.1 (1.8)	4.7 (2.1)	2.9 (2.5)	1.6 (1.1)	2.5 (0.9)

Tableau II Tableau de fréquence et composition floristique des 6 associations végétales A - F, (plaine d'Alsace) et paramètres physico-chimiques de la qualité de l'eau. (V: espèce présente dans plus de 80 % des relevés, IV: 60 à 80 %, III: 40-60 %, II: 20-40%, I <20 %).

Les deux groupes suivants (F et G) correspondent aux zones les plus eutrophes (teneurs moyennes annuelles en P-PO_4^{3-} respectivement 191 et 232 $\mu\text{g.l}^{-1}$, teneurs en NH_4^+ 255 et 973 $\mu\text{g.l}^{-1}$, Robach et al 1991). Le groupe F, quant à lui est caractérisé par la présence d'éléments du groupe E auquel s'adjoignent obligatoirement soit *Potamogeton nodosus*, soit *Potamogeton lucens*, qui s'excluent mutuellement dans le secteur central de la plaine d'Alsace.

La richesse floristique ainsi que la biomasse (estimée par les coefficients de Braun-Blanquet) sont maximales dans les groupes D et E, elles décroissent dans les groupes C et F, pour devenir minimales dans les groupes "extrêmes" A et B (oligotrophe, oligo-mésotrophe) et G (hypertrophe).

III.2. Influence de la charge phosphatée de l'eau et du sédiment sur le P accumulé dans les plantes aquatiques.

Les premiers résultats obtenus à partir des données de terrain, concernant 14 macrophytes submergés, montrent une très grande variabilité spatiale des teneurs moyennes en P foliaire (tableau III). Cette variabilité avait déjà été soulignée par une étude bibliographique, concernant des systèmes d'eaux courantes (Duarte 1992). Les teneurs en P foliaire sont toujours supérieures, dans notre système d'étude à la valeur critique (1,3 mg P.g^{-1}) proposée par Gerloff & Kromholz (1966).

Les plantes inféodées aux milieux oligotrophes ou mésotrophes correspondant aux échelons A' B, C de l'échelle de bioindication présentent des teneurs significativement plus faibles que celles se développant dans des milieux eutrophes ou hypertrophes (échelons D, E, F).

Si la gamme de teneurs obtenues dans notre secteur d'étude correspond à celle trouvée par Duarte (1992) dans d'autres systèmes d'eau courantes, en revanche certaines valeurs sont sensiblement plus élevées que celles relevées dans des systèmes lénitiques (teneurs en P foliaire de *Potamogeton perfoliatus* récolté dans un lac australien comprises entre 0,7 et 2,8 mg P.g^{-1} , Royle & King 1991). L'influence de la vitesse du courant sur l'absorption et l'accumulation du phosphore reste à démontrer. Notons à ce sujet, que les plus fortes teneurs en P interne ont été observées chez *Ranunculus fluitans* (18,4 mg P.g^{-1}), espèce typique des milieux à courant vif.

Echelons trophiques définis par l'échelle de bioindication	EUTROPHISATION CROISSANTE →						Zom
	A	B	C	D	E	F	
teneurs moyennes P-phosphates dans l'eau ($\mu\text{g.l}^{-1}$)	< 10	13	15	30	40	199	90-400
POTAMOGETON COLORATUS	2.1 (1.2-4.5)						
BERULA ERECTA	2.2 (2-2.3)	3.4 (22-4.1)	3.0 (1.9-4.1)	5.4 (4.563)			
CALLITRICHE OBTUSANGULA			3.4 (1.8-6.7)	4.0 (137.5)	6.0 (3.1-9.5)	6.9 (5.2-9.3)	
MYRIOPHYLLUM VERTICILLATUM				3.1 (263.5)			
POTAMOGETON DENSUS				5.31 (5.1-5.5)			
POTAMOGETON PERFOLIATUS			5.21	4.9 (3.2-6)	7.4 (4.5-10.7)	7.0 (4.5-10.6)	
ELODEA CANADENSIS			4.2 (2.2-6.1)	4.7 (2.7-6.3)	5.3 (4.5-6.1)	9.0 (7.511 .1)	
ELODEA NUTTALLII				5.6 (3.3-10.6)	7.0 (4.3-6.6)	9.7 (7-12.2)	
POTAMOGETON PECTINATUS				3.1 (3-3.1)	3.6 (27-5.2)	3.6 (2.1-5.6)	
MYRIOPHYLLUM SPICATUM				4.62 (3.4-5.7)	5.5 (3.8-7.4)	5.5 (3.5-7.4)	
POTAMOGETON CRISPUS			5.1 (4.666)	6.5 (56.3)	6.5 (6.1-7)	6.5 (6.1-7)	
CERATOPHYUUM DEMERSUM				5.45 (3.1-9.5)	9.91 (7.6-13.7)	10.6 (7.613.E)	
RANUNCULUS FLUITANS					6.3 (4.6-11.9)	13.9 (8.6-18.5)	16.5 (15.3-18.4)
POTAMOGETON LUCENS						5.5 (4.6-6.6)	
POTAMOGETON NODOSUS						6.6 (4.5-8.9)	

Tableau III : Teneurs moyennes (minimum-maximum) en Phosphore total (mgP/g) des organes foliaires des principaux macrophytes du réseau hydrographique de la plaine d'Alsace, en fonction du statut trophique des cours d'eau.
(les caractéristiques physico-chimiques des échelons trophiques (A à F) sont précisées dans le tableau I).

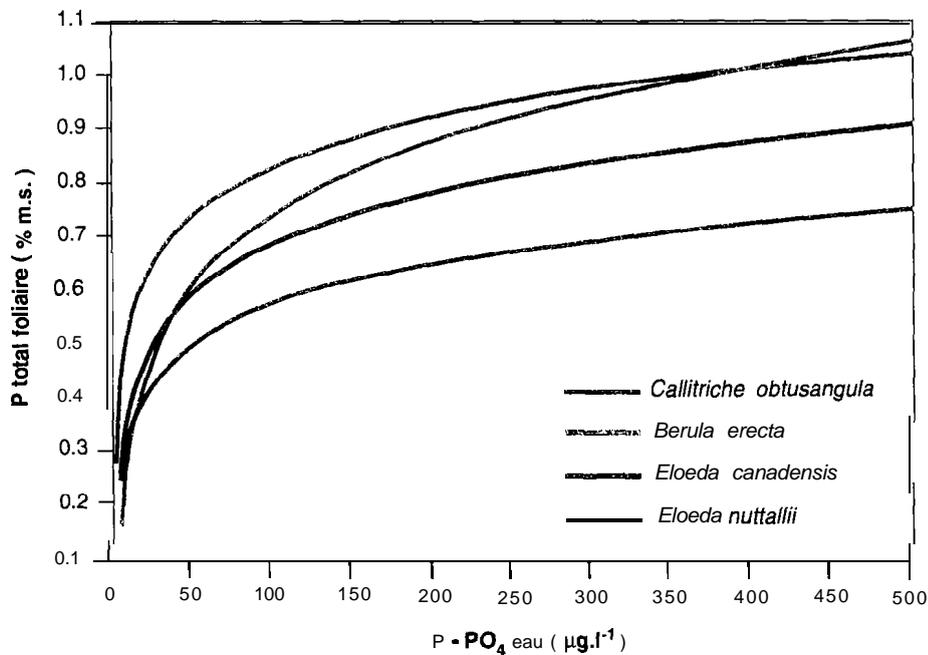


Fig. 4, Teneurs moyennes en P total des organes foliaires de *Callitriche obtusangula*, *Berula erecta*, *Eloeda canadensis* et *Eloeda nuttallii* en fonction des teneurs moyennes en P des phosphates de l'eau

La variabilité intra-spécifique des teneurs en P foliaire est plus importante chez les plantes des milieux **eutrophes** (3,3 à 12,2 mg P.g⁻¹ pour *Elodea nuttallii*, 3,1 à 13,6 mg P.g⁻¹ pour *Ceratophyllum demersum*) que pour les plantes inféodées aux milieux oligotrophes ou **mésotrophes** (1,2 à 4,5 mg P.g⁻¹ pour *Potamogeton coloratus*; 1,9 à 6,3 mg P.g⁻¹ pour *Berula erecta*). Cette **variabilité** semble également dépendre des modes de reproduction **végétative**. En effet, les concentrations en P foliaire des macrophytes capables de se multiplier **végétativement** par fragmentation (*Elodea nuttallii*, *Elodea canadensis*) ainsi que celles des plantes faiblement ou non enracinées (*Ceratophyllum demersum*) présentent une variabilité spécifique très importante (de 3,1 à 13,6 mg P.g⁻¹ pour *Ceratophyllum demersum*) dépendante de la qualité de l'eau: leurs teneurs en P foliaire croissent avec la charge phosphatée de l'eau. A l'opposé, *Potamogeton pectinatus*, dont la multiplication végétative se réalise essentiellement par tubercule, présente une faible variabilité (de 2,1 à 5,6 mg P.g⁻¹), qui semble indépendante de la qualité de l'eau.

Une étude plus particulièrement ciblée sur *Callitriche obtusangula*, *Elodea nuttallii* et *Elodea canadensis* et *Berula erecta* a révélé l'existence d'une relation logarithmique ($R > 0.8$, $P < 0.005$) entre les teneurs annuelles moyennes en P foliaire et la charge phosphatée annuelle moyenne du compartiment aqueux, même pour une espèce dont le système racinaire est relativement bien développé (*Berula erecta*) (fig 4). Nous remarquons que les trois espèces qui **présentent** un système végétatif largement déployé dans le compartiment aqueux et dont le système racinaire est peu développé (*Elodea nuttallii*, *Elodea canadensis* et *Callitriche obtusangula*), sont caractérisés par des relations logarithmiques similaires (les pentes des droites de régression sont quasi identiques). En revanche, *Berula erecta*, qui **présente** le système racinaire le plus développé, se caractérise par une courbe dont l'aspect est sensiblement différent (la pente de la droite de régression est plus élevée, ce qui suggérerait paradoxalement une plus grande aptitude à **prélever** et stocker du phosphore lorsque la charge phosphatée de l'eau augmente).

Ces relations logarithmiques **suggèrent** également l'existence d'un maximum d'absorption de P dans les organes **foliaires** des trois macrophytes, lorsque la charge phosphatée de l'eau excède 100 $\mu\text{g P-PO}_4^{3-} \cdot \text{l}^{-1}$). Ce maximum pourrait correspondre à une saturation des sites de stockage du P dans les vacuoles. On sait en effet, que certains organismes végétaux sont susceptibles, lorsque le milieu nutritif est riche en phosphore,

de stocker le phosphore sous forme de polyphosphates (Ebel et al 1965, Fogg 1973, Kulaev 1979).

A l'inverse, aucune relation n'a pu être dégagée entre les concentrations en **P** foliaire et les concentrations moyennes en **P** total du sédiment. Les premiers résultats concernant l'influence des teneurs en **P** extractible sur le **P** foliaire montrent que les variations spatiales des teneurs en **P** foliaire de plantes récoltées dans un même cours d'eau coïncident avec des variations du degré trophique de l'eau ainsi qu'avec celles du phosphore disponible dans la fraction superficielle du sédiment

En conclusion, il apparaît que la capacité d'accumulation du **P** dans les organes foliaires des végétaux aquatiques est une caractéristique spécifique, que l'on peut mettre en relation avec l'optimum trophique de l'espèce. Une plante se développant préférentiellement dans les milieux eutrophes présente une forte aptitude à stocker du **P** dans ses organes foliaires constituant ainsi un réservoir de **P** interne disponible pour la plante, ce qui lui permet de résister aux fortes fluctuations temporelles de la charge trophique typiques des milieux eutrophes.

III.3. Influence de la végétation sur la charge en **P du compartiment aqueux: processus de réduction de la charge eutrophisante.**

On distingue classiquement deux processus interactifs d'amélioration de la qualité de l'eau, qui se succèdent ou se complètent dans le cas d'une pollution organique localisée, mais qui agissent conjointement dans le cas d'une pollution-eutrophisation diffuse:

- la **réduction** de la charge en matières organiques fermentescibles, processus habituellement désigné sous le terme "auto-épuration": il semble admis que cette première étape dans l'épuration des eaux soit essentiellement déterminée par l'action biologique de **micro-organismes** saprophytes. Il s'agit donc d'une étape fermentaire, elle-même influencée par des facteurs physiques, tels que la vitesse du courant, les flux **respectifs** de la charge polluante et des eaux réceptrices, la température... **Cette** étape se traduit par une minéralisation de la matière organique dégradable, ce qui induit nécessairement une augmentation de la charge en éléments eutrophisants: ammoniacque et phosphates notamment.

- la **réduction** de la charge eutrophisante: cette étape succède généralement aux processus de réduction de la charge en matières organiques. Elle peut également agir de concert dans le cas d'une pollution couplée (**pollution-eutrophisation**).

Nous nous **intéressons** ici, plus particulièrement aux processus de réduction de la charge phosphatée, et nous tenterons de faire la part de l'absorption et de l'immobilisation du P dans les organismes végétaux par rapport aux processus physico-chimiques de rétention du P dans les sédiments (adsorption - **désorption** sur les colloïdes, **précipitation-solubilisation**).

Nous avons concentré cette étude sur deux secteurs (**fig 1**):

* le premier correspondant au secteur de **Rhinau-Gerstheim** situé à une trentaine de km au sud de Strasbourg est encore **représentatif**, quoiqu' à une échelle restreinte, du fonctionnement naturel de l'hydrosystème rhénan. Il présente une grande diversité de types de milieux aquatiques, qui entretiennent tous avec le Rhin des relations plus ou moins étroites, soit indirectement par l'intermédiaire de la nappe phréatique elle même influencée par le fleuve, soit directement, de manière épisodique lors des inondations, ou par alimentation directe et permanente à partir du fleuve.

* le second correspondant au secteur fonctionnel inondable de **l'Illwald** (à proximité de Sélestat) présente des unités fonctionnelles analogues à celles du secteur de **Rhinau**.

Au sein de ces deux secteurs de trophie quasiment équivalente, nous avons plus particulièrement retenu des tronçons présentant des degrés d'artificialisation différents: fleuve et rivière canalisés ou rectifiés présentant une faible diversité de caractères morphométriques, biologiques et hydrologiques, rivières ou tronçons de rivières peu aménagés, présentant une grande diversité de ces caractères.

Sur chacun de ces tronçons, et pour chaque campagne de prélèvement, nous avons estimé la capacité épuratrice vis à vis de l'élément phosphore au cours du transfert amont-aval, par la formule suivante:

$$E(x) = (X_2 - X_1) * 100 / X_1 * d$$

avec:

E(x): capacité épuratrice ($\% \cdot \text{km}^{-1}$)

X_1 : teneurs en P-PO_4^{3-} ($\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$) au point de référence amont'

X_2 : teneurs en P-PO_4^{3-} ($\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$) au point de référence aval,

d : distance séparant les deux points de référence (km).

L'étude des capacités épuratrices, entamée en 1988 dans le secteur rhénan (Robach et al. 1993) et en 1992 (Robach et al. 1992) dans le secteur **ellan** a été complétée en 1993-1994 dans les deux secteurs.

Les systèmes **les plus dégradés** ou **les plus artificialisés**, sont également ceux qui présentent une biomasse végétale faible, voire même nulle, et une diversité spécifique très restreinte. Ces systèmes se caractérisent par des capacités épuratrices **très faibles**, voire quasi nulle, ponctuées par des irrégularités lors du transfert amont-aval, qui semblent sans relation avec une périodicité saisonnière.

Parmi les **cours** d'eau présentant **un faible degré d'artificialisation, donc une grande diversité des habitats**, nous distinguons

- les systèmes faiblement végétalisés,
- les systèmes présentant une biomasse moyenne (végétation monostrate, indice de recouvrement total généralement inférieur à **50%**),
- les systèmes présentant une biomasse importante (végétation multistrate, 100 % de recouvrement par endroit...).

Le comportement épurateur des tronçons faiblement végétalisés est faible mais globalement positif sur les quatre années d'études ($E(x) < 25 \text{ \%} \cdot \text{km}^{-1}$). Ces capacités épuratrices sont plus faibles en période estivale, ce que nous attribuons d'une part au relargage de nutriments à partir du sédiment en période estivale, d'autre part, à l'absence de macrophytes aquatiques et de populations planctoniques, qui par absorption auraient contribué à réduire la charge eutrophisante. En l'absence de toute population végétale (macrophytique ou planctonique), nous attribuons la (faible) capacité épuratrice de ce tronçon aux phénomènes physiques de rétention du phosphore dans les sédiments (adsorption ou précipitation).

Les tronçons **modérément végétalisés** des **cours** d'eau peu dégradés se caractérisent également par une faible capacité épuratrice moyenne. Ces tronçons se singularisent par un comportement épurateur très irrégulier caractérisé par une alternance de périodes favorables et de périodes défavorables ($E(x)$ compris entre -80 et + 100 % $\cdot \text{km}^{-1}$). Ces dernières sont généralement des périodes "pré" ou "post" végétatives (mars-avril-mai, octobre), caractérisées respectivement par la reprise de la minéralisation de la matière végétale déposée en automne mais différée par le froid hivernal, ou par les premières étapes automnales de cette décomposition (**Robach et al.** 1993).

Les systèmes abondamment végétalisés se singularisent par la plus importante capacité épuratrice de notre secteur. Ainsi, entre deux points de prélèvement situés sur le **Schaftheu** (cours d'eau connecté au Rhin) distants de **0,8 km**, nous avons observé entre 1988 et 1990 une diminution moyenne de 13 % des teneurs en phosphates. Cette épuración est optimisée en période végétative (21 % de réduction en moyenne **contre 3,7 %** en période non végétative).

Conclusion

Nous avons montré au **cours** de cette étude que:

- 1) l'**efficacité des** processus d'amélioration de la qualité de l'eau est optimisée en période estivale dans les systèmes végétalisés, ce qui confirme le rôle prédominant des **biocénoses** aquatiques, suggérant ainsi un flux direct de phosphore entre le compartiment aqueux d'une part et les organes foliaires d'autre part.
- 2) la réduction des teneurs en phosphates est également active en période non estivale dans **les** zones riches en sédiments. Ceci témoigne du **rôle** interactif des différents compartiments des **écosystèmes** aquatiques.
- 3) la capacité épuratrice moyenne d'un **écosystème** aquatique est la résultante de paramètres biologiques (fixation du phosphore dans la biomasse végétale), **physico-chimiques** (**adsorption**, précipitation du P dans les sédiments) et hydrologiques (phénomènes de dilution de la charge eutrophisante par apports infra-aquatiques d'eau de bonne qualité, apports difficilement quantifiables). Il apparaît donc, **comme** cela avait déjà été souligné par Carbiener en **1969**, que **les** capacités de réduction de la charge eutrophisante d'un système **lotique** sont d'autant plus grandes que ce système se rapproche de son état naturel qui se caractérise par une combinaison de facteurs favorables aux capacités épuratrices (grande diversité des habitats, intensité des échanges nappe-rivières, végétation abondante et diversifiée...).

Rappelons néanmoins, que les processus de réduction de la charge en phosphore dans un système aquatique ne sont pas, à proprement parler, des processus d'élimination du phosphore. Il s'agit plutôt de mécanisme de transfert du P d'un compartiment à l'autre (sédiment-eau, sédiment-plante, eau-plante) ou d'exportation vers l'aval, la charge potentielle totale du **cours** d'eau ne diminuant pas réellement. Cette réduction n'est donc que temporaire, le phosphore immobilisé dans la biomasse végétale étant massivement relargué à la **fin** de la saison de végétation, le phosphore adsorbé sur les **colloïdes** du sédiment étant susceptible d'être remobilisé.... Les processus biologiques de réduction de la charge eutrophisante agissent en réalité davantage sur la **disponibilité** du phosphore dans le système que sur les quantités globales de P (**Barroin** 1991).

III.4. Transfert de phosphore en milieu contrôlé de laboratoire.

III.4.1. Expérimentation en milieu nutritif non renouvelé.

Quelque soient les concentrations initiales en phosphates dans le compartiment aqueux, un accroissement de 10 à 30 % de la biomasse (Poids frais) a été **mesuré**, indépendamment de la charge **phosphatée** de l'eau y compris pour le témoin où la concentration initiale de phosphates n'excède pas $10 \mu\text{g P.l}^{-1}$.

Le taux d'absorption de phosphore par la plante a été estimé par la formule suivante:

$$A(\text{P-PO}_4^{3-}) = Q_t - Q_0 / M$$

avec :

$A(\text{P-PO}_4^{3-})$: taux d'absorption de phosphore au temps t ($\text{mgP.l}^{-1} \cdot \text{g}^{-1} \text{ mat.sèche}$)

Q_t : concentrations en P-PO_4^{3-} ($\mu\text{g.l}^{-1}$) au temps t

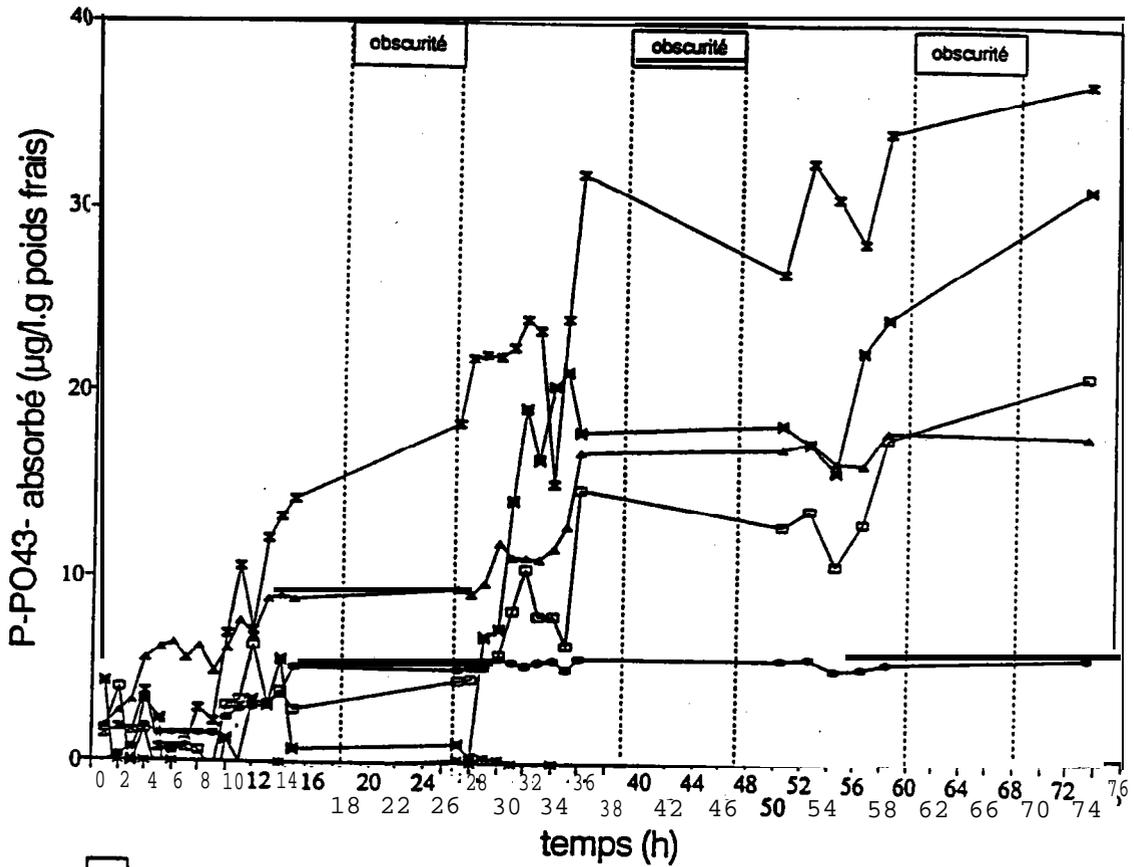
Q_0 : concentrations en P-PO_4^{3-} ($\mu\text{g.l}^{-1}$) au début de l'expérience

M : masse d'**élodées** en début d'expérience (**g mat.sèche**)

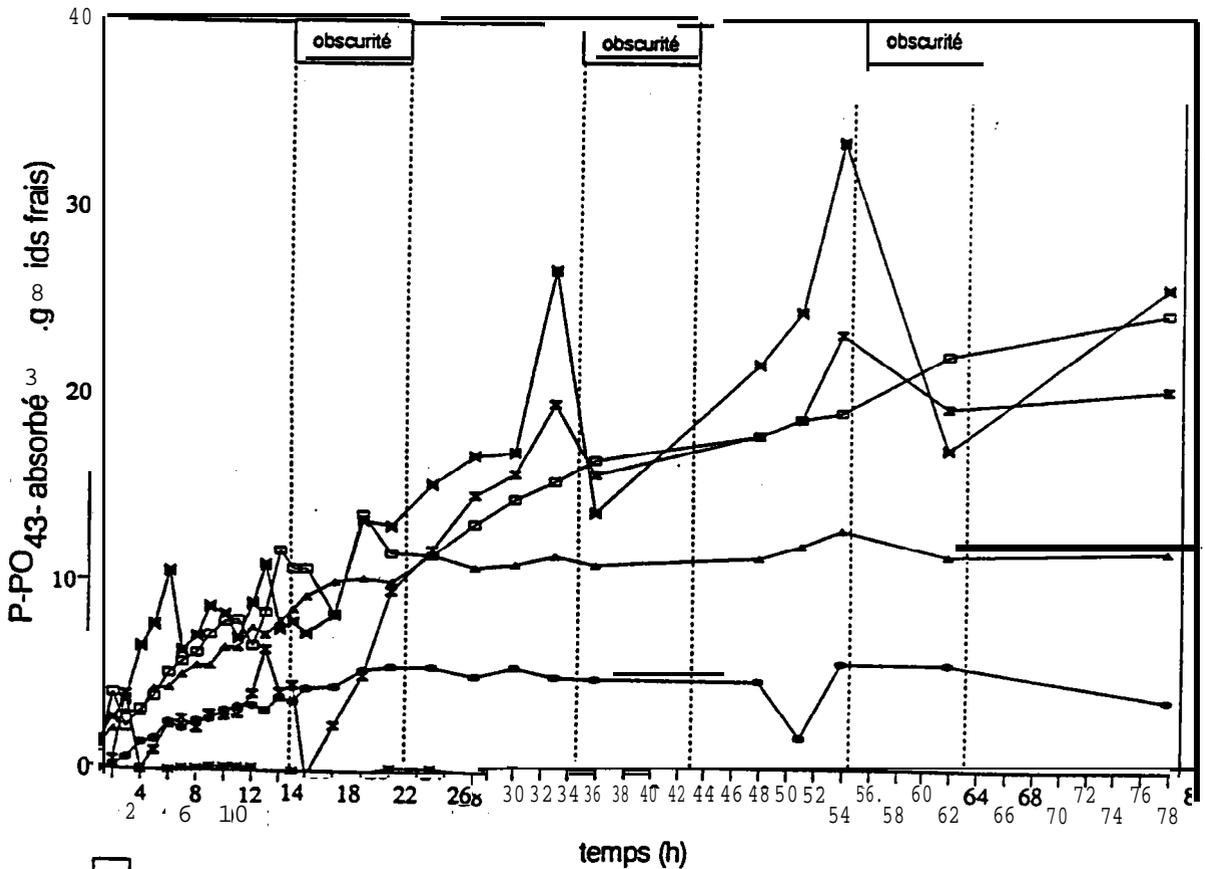
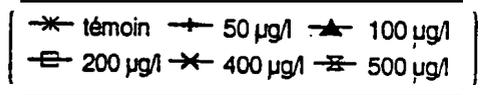
Les cinétiques d'absorption cumulée du Phosphore, que ce soit pour les plantes enracinées ou non enracinées révèlent l'influence de la charge phosphatée de l'eau sur les quantités de phosphore consommées par *Elodea nuttallii* pendant 3 jours (fig 5).

Le taux d'absorption de phosphore augmente en effet avec les concentrations en phosphates de l'eau, lorsque celles-ci restent inférieures à $500 \mu\text{g P-PO}_4^{3-} \cdot \text{l}^{-1}$. Une expérience effectuée avec un antibiotique (9 mg.l^{-1} de Chloramphéniwl) n'a pas révélé de différence significative par rapport aux expériences précédentes, ce qui suppose que la consommation de P par la flore bactérienne peut être considérée **comme** négligeable. De même, des contrôles effectués au microscope à la fin des expériences, n'ont révélé que de très petites quantités d'organismes épiphytiques à la surface des feuilles, excepté pour les concentrations de 1000 et 2000 $\mu\text{g P-PO}_4^{3-} \cdot \text{l}^{-1}$. L'influence du prélèvement de P par les épiphytes peut donc être également considéré **comme** négligeable pour les concentrations de P dans l'eau inférieures ou égales à $500 \mu\text{g P-PO}_4^{3-} \cdot \text{l}^{-1}$.

Une étude comparative des expériences avec et sans sédiment nous montre, qu'à concentration identique de phosphates dans l'eau, la quantité de phosphore absorbé par les organes **foliaires** à partir de l'eau est moins importante lorsque la plante dispose de deux sources de nutriments, mais aucune variation significative de P total ou P extractible dans les sédiments n'a pu être détectée, au **cours** des trois jours, quelque soit la charge phosphatée de l'eau.



A



B

Figure 5: Cinétique d'absorption du phosphore des phosphates de l'eau. Système sans renouvellement du milieu nutritif et sans sédiment. A février 1995, B mars 1995.

Par ailleurs, nous observons, pour une charge phosphatée identique, que l'accumulation de P dans les tissus est plus importante lorsque le compartiment aqueux représente une source unique et abondante de phosphore ($\text{P-PO}_4^{3-} > 100 \mu\text{g.l}^{-1}$) que lorsque la plante dispose de deux sources abondantes de nutriments (sédiment et eau). **L'absorption foliaire** reste **fonction** (test de **Newman-Keuls** au seuil de **5%**), dans les deux cas, **de la concentration initiale de phosphate dans l'eau**, même si elle est complétée par une absorption racinaire le cas échéant.

III.4.2. Influence de la charge phosphatée de l'eau sur l'accumulation du phosphore dans les plantes (P total) en milieu renouvelé.

Dans un premier temps, nous étudions l'influence d'une concentration constante en phosphates dans l'eau (0, 50, 100, 200, 400, 500 $\mu\text{g P-PO}_4^{3-}.\text{l}^{-1}$) sur des plantes non enracinées qui ne disposent donc que d'une seule source de nutriments: le compartiment aqueux.

Lorsque les charges phosphatées sont maintenues constantes pendant trois jours, nous ne décelons aucune influence significative (au seuil de **5%**) de la charge **phosphatée de l'eau** sur les teneurs en phosphore total des plantes non enracinées, ni sur la production de biomasse.

Une expérience complémentaire a été réalisée pour étudier l'influence du sédiment sur l'accumulation du phosphore dans les plantes. Nous disposons d'un système expérimental, où les élodées enracinées et non enracinées sont acclimatées pendant 6 jours dans les mêmes conditions et ensuite immergées pendant la durée de l'expérience et dans la même eau pour une charge phosphatée donnée. Les charges phosphatées (0, 50, 100, 200, 500 $\mu\text{g P-PO}_4^{3-}.\text{l}^{-1}$) sont maintenues constantes pendant 5 jours.

Au bout de 5 jours et pour les doses les plus élevées (200 et 500 $\mu\text{g P-PO}_4^{3-}.\text{l}^{-1}$) nous observons un accroissement du phosphore total des élodées non enracinées par rapport aux plantes témoin (plantes cultivées dans un milieu contenant moins de 5 $\mu\text{g P-PO}_4^{3-}.\text{l}^{-1}$). En **deça** de ces doses, aucune différence significative n'a pu être relevée. Nous remarquons également que les plus fortes teneurs en P foliaire se retrouvent lorsque la charge phosphatée de l'eau excède 100 $\mu\text{g P-PO}_4^{3-}.\text{l}^{-1}$, que les plantes soient enracinées ou non. Nous observons enfin, que les quantités de phosphore accumulées en 5 jours dans les organes foliaires sont significativement moins importantes lorsque la plante dispose de deux sources de nutriment (plantes enracinées).

Dans tous les cas, nous observons que les **teneurs** en P foliaire restent toutes inférieures à 4.5 mg P.g^{-1} même lorsque la charge phosphatée excède $100 \mu\text{g P-PO}_4^{3-}.\text{l}^{-1}$ alors qu'elles atteignent 12 mg P.g^{-1} en conditions naturelles dans les cours d'eau eutrophes. Pour expliquer cette contradiction entre **les** concentrations en P total relevées *in situ* et **celles** mesurées expérimentalement' on peut être amené à formuler plusieurs hypothèses:

- 1) la durée de l'expérience est insuffisante pour atteindre la saturation des sites de stockage,
- 2) l'accumulation du phosphore et la saturation des sites de stockage dépendraient également de la nutrition racinaire.
- 3) l'existence d'une relation entre l'absorption et l'accumulation du phosphore dans la plante et les teneurs en **azote** ammoniacal dans l'eau. (Une relation similaire avait déjà été montrée par Best & Mantai, 1979 vis à vis des nitrates). En effet, dans les conditions naturelles, une charge importante en phosphate s'accompagne généralement d'une charge importante en **azote** ammoniacal. Or, dans nos aquariums, la concentration en **N-NH₄⁺** est faible et quasi constante ($10 \mu\text{g N-NH}_4^+.\text{l}^{-1}$), quelle que soit la charge phosphatée.
- 4) l'accumulation du phosphore sous forme de polyphosphates et la saturation des sites de stockage ne se produit pas en conditions de trophie constante. Cette hypothèse est étayée par nos observations de terrain. En effet, *in situ*, les fluctuations temporelles de la charge phosphatée de la phase aqueuse augmentent avec le degré trophique: les milieux les plus eutrophes sont caractérisés par **d'importantes** variations des concentrations en phosphates, inversement' les milieux oligotrophes sont caractérisés par une quasi constance de la charge phosphatée.

IV. CONCLUSION.

Le phosphore dans le déterminisme de la végétation aquatique

1- Le principe du système de bioindication, étendu aux milieux eutrophes à hypertrophes a été validé à partir de la confrontation des données obtenues en conditions naturelles dans le réseau hydrographique de la plaine d'Alsace avec les résultats issus d'expérimentation de laboratoire.

La bioindication par 'les **communités** végétales s'avère plus efficace que la bioindication par l'espèce.

2- Le phosphore du compartiment aqueux reste l'élément-clé dans le déterminisme de la végétation aquatique lorsque la géochimie du substrat est homogène, relayé ou associé à l'azote ammoniacal. Précisons cependant que la minéralisation (décrite notamment par la conductivité et l'alcalinité) détermine prioritairement la composition des phytocénoses aquatiques. Si l'influence de la charge phosphatée de l'eau était connue depuis longtemps, en revanche nous ne disposions au début de **cette** étude que d'informations fragmentaires vis-à-vis du rôle de la charge phosphatée du compartiment sédiment. Nous montrons aujourd'hui que les teneurs en phosphore total et en phosphore extractible du sédiment n'influencent pas significativement la composition de la végétation aquatique.

3- Nous avons bien mis en évidence le rôle du phosphore des phosphates du compartiment aqueux (et non **celui** du sédiment) sur les capacités d'accumulation et de stockage du P par les macrophytes dans les conditions naturelles et identifier des espèces "**phosphatophiles**", présentant une importante capacité d'accumulation du phosphore des phosphates.

Absorption et accumulation du phosphore par les végétaux vasculaires in situ

L'étude de l'évolution spatiale des teneurs en P foliaire des macrophytes aquatiques de la plaine **d'Alsace** suggère:

1- une absorption foliaire du phosphore préférentielle autant chez les espèces présentant un appareil végétatif largement déployé dans le compartiment aqueux et un système racinaire peu développé (*Elodea nuttallii*, *Elodea canadensis*, *Callitriche obtusangula*) que chez les espèces présentant un système racinaire plus développé (*Berula erecta*).

2- les capacités d'accumulation du phosphore (vraisemblablement sous forme de granules de polyphosphates) sont plus importantes chez les macrophytes susceptibles de se multiplier végétativement par fragmentation (*Elodea sp., Ceratophyllum demersum*) que chez les macrophytes dont la multiplication **végétative** se réalise essentiellement par voie racinaire (*Potamogeton coloratus, Potamogeton lucens...*).

3- elles sont moins importantes chez les espèces présentant une amplitude trophique restreinte ou chez les espèces de milieux oligotrophes, que chez les plantes "**eurytrophes**" ou inféodées préférentiellement aux milieux eutrophes. Dans ce dernier cas, **cette** plus grande aptitude à prélever et stocker le phosphore peut se concevoir comme un mécanisme d'adaptation aux milieux eutrophes. En effet, les milieux eutrophes, voire hypertrophes se singularisent par une grande variabilité temporelle de la charge phosphatée. Cette **instabilité** trophique se **caractérise** ainsi par une alternance aléatoire de périodes de carence **phosphatée** et de **périodes d'abondance**, voire d'excès en P. Une **espèce** aquatique susceptible de **prélever** et de stocker abondamment le phosphore en période d'abondance dispose par **conséquent** d'un **réservoir** de phosphore disponible rapidement pour la plante! lors des **périodes** de carence (**Kulaev 1979**), en supposant toutefois que cette plante soit relativement **résistante** à la pollution ammoniacale **généralement couplée** aux **épisodes eutrophisants** ou capable d'utiliser l'azote ammoniacal comme source d'azote (*Ranunculus fluitans, Elodea nuttallii*).

Confirmation des résultats obtenus in situ par l'expérimentation de laboratoire

Les séries **expérimentales** réalisées en conditions contrôlées de laboratoire sur la base des observations obtenues en conditions naturelles ont confirmé l'influence de la charge phosphatée de l'eau sur l'absorption foliaire d'une espèce eurytrophe (*Elodea nuttallii*). En effet, **cette** espèce s'est révélée capable de prélever le phosphore exclusivement à partir du compartiment aqueux, ainsi qu'à partir des deux sources de nutriments (eau et sédiment). Dans les deux cas, l'absorption foliaire croît en fonction de la charge phosphatée de l'eau, l'accumulation de P étant significativement plus importante lorsque la plante ne dispose que d'une **source** de nutriments, à savoir la phase aqueuse.

Conséquence de l'ensemble des résultats obtenus

Les plantes aquatiques, et à fortiori les plantes présentant d'une part, une large amplitude trophique et d'autre part une bonne aptitude à se multiplier végétativement par fragmentation, se comportent donc en période estivale (les séries expérimentales ont été réalisées avec une intensité lumineuse et **une** photopériode simulant une période estivale), comme des agents efficaces de rétention, **certes** temporaires, de phosphore.

Ainsi, l'épuration biologique d'un cours d'eau est exaltée lorsqu'il présente une végétation abondante et diversifiée, enrichie en **espèces** eurytrophes et susceptibles de se multiplier par fragmentation. Signalons **enfin** que *E. nuttallii* et *C. demersum* sont capables de coloniser également des systèmes d'eau stagnantes et que leurs systèmes **végétatifs** largement déployés autorisent une récolte aisée, ce qui les rend particulièrement attrayantes dans **l'hypothèse** d'une épuration tertiaire des effluents de station d'épuration. Leur implantation dans des cours d'eau "naturels" qui en sont dépourvus ne sauraient néanmoins être recommandée, en raison de leur grande souplesse adaptative, ce qui les rend particulièrement compétitives vis à vis des espèces autochtones. Une telle implantation provoquerait vraisemblablement une banalisation rapide et particulièrement difficile à maîtriser de la végétation aquatique, avec élimination des espèces les moins compétitives.

Bibliographie

BARKO J.W. & SMART M., 1981. Sediment-based nutrition of submerged macrophytes. *Aquatic Botany*, 10, pp 339-352.

BARROIN G., 1991. La réhabilitation des plans d'eau. *La Recherche*, 238, Déc. 1991, vol. 22, pp 1412-1422

BEST M.D. & MANTAI K.E., 1979. Growth of *Myriophyllum*: sediment or lake water as the source of nitrogen and phosphorus. *Ecology*, 59(5), pp 1075-1080.

BOLE J.B. & ALLAN J.R., 1978. Uptake of phosphorus from sediment by aquatic plants, *Myriophyllum spicatum* and *Hydrilla verticillata*. *Water Research*, 12, pp 353-358.

CARBIENER R., 1969. Aperçu sur quelques effets de la pollution des eaux douces de la zone tempérée sur les biocénoses aquatiques. *Bull. de la Section de Géographie*, tome LXXX, Bibl. Nat. Paris, pp 45-132.

CARBIENER R & KAPP E., 1981. La végétation à *Potamogeton coloratus* Vahl, phytocénose oligotrophe très menacée des rivières phréatiques du Ried d'Alsace. *Berichte Internat. Ver. Vegetationsk.: Gefährdete Vegetation und ihre Erhaltung (Vaduz)*, pp 585-600.

CARBIENER R & ORTSCEIET A., 1987. Wasserpflanzen-gesellschaften als Hilfe zur Qualitätsüberwachung eines des grossen Grundwasservorkommens Europas (Oberrheinebene). *Proceed. Inter. Symp. IAVS Tokyo Yokohama 1984, Vegetation Ecology and Creation of New Environments*, Ed by Myawaki, pp 284-312.

CARBIENER R., TREMOLIERES M., MERCIER J.L. & ORTSCHIEIT A., 1990. Aquatic macrophyte communities as bioindicators of eutrophication in calcareous oligosaprobe stream waters (Upper Rhine plain, Alsace). *Vegetatio*, 86, pp 71-88.

CHAMBERS PA. & PREPAS E.E., 1989. Roots versus shoots in nutrient uptake by aquatic macrophytes in flowing waters. *Can. J. Fish. Aquat. Sci*, 46, pp 435-439.

DUARTE C., 1992. Nutrient concentration of aquatic plants: Patterns across species. *Limnol. Oceanogr.*, 37(4), pp 882-889.

EBEL J.P., DIRHEIMER G., STAHL A. & FELTER S., 1965. Quelques aspects nouveaux de la biochimie des polyphosphates inorganiques. *Congrès "Composés organiques du phosphore"*. Toulouse, Ed CNRS, pp 289-300.

FOGG G.E., 1973. Phosphorus in primary aquatic plants. *Wat. Res.*, 7, pp 77-91.

GABRIELSON J.O., PERKINS M.A. & WELSH EB, 1984. The uptake and release of phosphorus by *Elodea densa*. *Hydrobiologia*, 111, pp 43-48.

GERLOFF G.C. & KROMBOLZ P.H., 1966. Tissue analysis as a measure of nutrient availability for the growth of angiosperm aquatic plants. *Limnology and Oceanography*, 11, pp 529-537.

HAURY J. & MULLER S., 1991. Variations écologiques et chorologiques de la végétation macrophytique des rivières acides du Massif Armoricain et des Vosges du Nord (France). *Rev. Sc. de l'Eau*, 4, pp 463-482.

KOHLER A., 1972. Zur Ökologie submerser Gefäss-Macrophyten in Fliessgewässern. *Ber. Dtsch. Bot. Ges.*, 84, pp 713-720.

- KOHLER A., 1975. **Macrophytische Wasserpflanzen als Bioindikatoren für Belastungen von Fließgewässer-Ökosystemen.** *Verhandlungen der Umweltschutz Sonderreihe Umwelttagung*, 31, pp 127-139.
- KOHLER A., 1982. **Wasserpflanzen als Belastungsindikatoren.** *Dechenia-Beihefte (Bonn)*, **26**, pp 31-42.
- KULAEV I.S., 1979. *The biochemistry of inorganic polyphosphates.* Ed John Wiley & Sons, New York, 255p.
- MOELLER R.E., BURHOLDER J.M. & WETZEL R.G., 1988. **Significance of sedimentary phosphorus to a rooted submersed macrophyte (*Najas flexillis* (Willd.) Rostk. and Schmidt) and its algal epiphytes.** *Aquatic Botany* 32, pp 262-281.
- MULLER S., 1990. Une 'séquence de groupements **végétaux bioindicateurs** d'eutrophisation croissante des cours d'eau faiblement **minéralisés** des Basses-Vosges **gréseuses** du Nord. *C.R. Acad. Sci*, 310, **série III**, pp 509-514.
- RATTRAY M.R., WILLIAMS C.H. & BROWN J.M.A., 1991. **Sediment and water as sources of nitrogen and phosphorus for submerged moted aquatic macrophytes.** *Aquatic Botany*, 40, pp 225-237.
- ROBACH F., EGLIN I. & CARBIENER R., 1991. **Hydrosystème rhénan : évolution parallèle de la végétation aquatique et de la qualité de l'eau (Rhinau).** *Bull. Ecol.* 22, pp 227-241.
- ROBACH F., EGLIN I., TREMOLIERES M., 1992. Etude **phytoécologique** et fonctionnement hydrologique du **réseau** hydrographique de l'**Illwald**. Rapport à la **région** Alsace-PIREN Eau/Alsace-CNRS, 89 p.
- ROBACH F., EGLIN I. & TREMOLIERES M., 1993. Efficacités **comparées** des processus naturels **d'épuration** des eaux de surface: unités fonctionnelles **lotiques connectées** au Rhin (**système fle de Rhinau**, France). *Hydroécologie appliquée*, **5(2)** pp 45-74.
- ROBACH F., MERLIN S., ROLLAND T. & TREMOLIERES M., 1995. Approche écophysiological de la **qualité** de l'eau par les plantes aquatiques: **rôle** du phosphore. Actes du Colloque International ANPP " Marqueurs Biologiques de Pollution", Chinon 21-22 septembre, pp 171-187.
- ROWECK H., WEISS K. & KOHLER A., 1986. Zur Verbreitung **und** Biologie von **Potamogeton coloratus und P. polygonifolius** in Bayer **und** Baden-Württemberg. *Ber. Bayer. Bot. Ges.*, 57, pp 17-52.
- ROYLE R.N. & RING R.J., 1991. Aquatic macrophytes in Lake Liddell, New South Wales : biomass, **nitrogen** and phosphorus **status** and changing distribution from 1981 to 1987. *Aquatic Botany*, 41, pp 281-298.
- SMITH C.S. & ADAMS S.A., 1986. **Phosphorus** transfer from sediment by **Myriophyllum spicatum**. *Limnol. Oceanogr.*, **31(6)**, pp 1312-1321.
- TREMOLIERES M., CARBIENER D., CARBIENER R., EGLIN I., ROBACH F., **SANCHEZ-PEREZ J.M.**, SCHNITZLER A. & WEISS D., 1991. Zones **inondables**, **végétation** et qualité de l'eau en milieu alluvial **rhénan** : l'**île de Rhinau**, un site de recherches **intégrées**. *Bull. Ecol.*, **22(3-4)**, pp 317-336;
- TREMOLIERES M., ROECK U., KLEIN J.P. & CARBIENER R., 1994. The exchange process between river and groundwater on the Centrai **Alsace floodplain (Eastern France)**: II. The case of a river with a functional floodplain. *Hydrobiologia*, 273, pp 19-36.