



Agence de l'eau  
Rhin-Meuse



Agence de l'eau  
Rhin-Meuse

n° 20312-2

# **Relations entre la végétation aquatique et la qualité de l'eau en plaine d'Alsace**

## **Rôle particulier du phosphore**

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'Ecologie Végétale

Institut de Botanique

28, rue Goethe

67083 STRASBOURG

Editeur : Agence de l'eau Rhin-Meuse

Mai 1996

85 exemplaires

© 1996 - Agence de l'eau Rhin-Meuse

Tous droits réservés

## RESUME

Les macrophytes aquatiques **émers** et **submergés** présentent la **particularité** de disposer de deux sources de **nutriments**: le **compartiment** aqueux et le compartiment **sédiment**. Dans la **littérature**, il est **généralement** admis que le **sédiment** constituerait la source **préférentielle** de phosphore pour la plante, mais ces **résultats** n'ont pas fait l'objet de confrontations avec des **données** de **terrain**.

Il existe pourtant une relation **étroite** entre le **degré** trophique de l'eau ( $\text{PO}_4^{3-}$  et  $\text{NH}_4^+$  essentiellement) et la composition de la **végétation** aquatique, **révélée** par un large **échantillonnage** de cours d'eau de **degré** trophique contrasté.

7 campagnes de terrain, concernant **28** cours d'eau (**92** sites de **prélèvement** d'eau, de **sédiment** et de plantes aquatiques) ont **été menées** en **1993** et 1994 dans le **réseau** hydrographique de la plaine d'Alsace (France) de **géochimie homogène**, où une trentaine **d'espèces** de macrophytes aquatiques ont **été** recensées. Pour chaque **récolte**, le phosphore total des organes foliaires des macrophytes, le phosphore total et **échangeable** de la fraction superficielle du **sédiment**, et les principaux **paramètres** de la **qualité** de l'eau (dont phosphates solubles) ont **été** notamment **déterminés**. Les analyses statistiques ont **été réalisées** à l'aide des logiciels CANOCO, STATITCF et SPAD.

Nous **différencions** 7 groupements **végétaux symbolisés** par les lettres A, B, C, D, E, F, G correspondant à sept niveaux trophiques distincts et croissants. Les analyses statistiques ont **montré** le **rôle** prédominant de la charge **phosphatée** et ammoniacale de l'eau dans le **déterminisme** de la composition des **phytocénoses** aquatiques. L'influence de la charge en **éléments** nutritifs est secondairement **relayée** par les teneurs en  $\text{CaCO}_3$  du **sédiment**, tandis que la plupart des autres **paramètres étudiés** (y compris P extractible et P total du sédiment) ne montrent aucune influence significative.

A l'**échelle** des **espèces végétales**, nous avons mis en **évidence** une **très** grande **variabilité** spatiale et temporelle des teneurs en P foliaire. Nous montrons par ailleurs que les plantes **inféodées** aux milieux oligotrophes ont des teneurs en P total foliaire significativement plus faibles que celles susceptibles de **croître** dans des milieux **mésotrophes** ou **eutrophes**. Ces **dernières** accumulent le phosphate en **excès** sous forme de granules de polyphosphates dans les

vacuoles des organes foliaires. Dans ce dernier cas, cette aptitude **particulière à prélever** et stocker le phosphore peut se concevoir comme un **mécanisme** d'adaptation aux milieux eutrophes, milieux **caractérisés** par des charges **phosphatées** erratiques.

La **variabilité** intra-spécifique (spatiale et temporelle) des teneurs en P foliaire est plus importante pour les plantes de milieux **eutrophes** (0.3% à 1.2% pour *Elodea nuttallii*, 0.2% à 1.2% pour *Ceratophyllum demersum*...) que pour les plantes **inféodées** aux milieux oligotrophes ou **mésotrophes** (0.26% à 0.30% pour *Myriophyllum verticillatum*, 0.14% à 0.28% pour *Potamogeton coloratus*...).

On a pu **établir** enfin l'existence d'une relation logarithmique entre les valeurs moyennes du phosphore total contenu dans les organes foliaires et la charge **phosphatée** de l'eau (moyenne annuelle).

L'ensemble de ces **résultats suggère** une absorption foliaire **préférentielle** du phosphore des phosphates à partir de la phase aqueuse autant chez les **espèces présentant** un appareil **végétatif** largement **déployé** et un **système** racinaire peu **développé** (*Elodea nuttallii*, *Elodea canadensis*, *Callitriche obtusangula*...) que **chez** les **espèces présentant** un système racinaire plus développé (*Berula erecta*).

Ces **résultats** ont **été complétés** par des **séries d'études expérimentales réalisées** sur *Elodea nuttallii* en conditions **contrôlées** de laboratoire afin de préciser quelques aspects du transfert de phosphore entre la plante (*Elodea nuttallii*) et l'eau (ou le **sédiment**).

Nous montrons notamment que:

- 1) *Elodea nuttallii* est capable de **prélever du P** exclusivement à partir de la phase aqueuse,
- 2) *Elodea nuttallii* **préleve** du phosphore à partir de la phase aqueuse même **en présence** de sédiment,
- 3) la vitesse d'absorption du P à partir de la phase aqueuse **dépend** de la charge phosphatée de l'eau (des **phénomènes** de stockage **apparaissent** au delà de  $500 \mu\text{g P-PO}_4^{3-} \cdot \text{l}^{-1}$ ),
- 4) *Elodea nuttallii* est susceptible d'utiliser 3 sources de phosphore: celui du **sédiment**, le phosphore des phosphates de l'eau et le phosphore interne **stocké**.

## SOMMAIRE



	<b>page</b>
<b>I. Introduction</b>	1
1.1. Problématique <b>générale</b>	1
1.2. Objectifs de l'étude	3
<b>II Sites et méthodes</b>	6
II. 1. <b>Le</b> cadre géographique et <b>hydroécologique</b>	6
II.1.1. Les caractéristiques géochimiques et <b>texturales</b>	6
II.1.2. Les caractéristiques trophiques	9
<b>II.2. Méthodes</b>	12
II.2.1. <b>Méthodes</b> d'analyse de la qualité de l'eau	12
II.2.2. Méthodes d'analyse des caractéristiques <b>physico-chimiques</b> du sédiment	20
II.2.3. Suivi de la <b>végétation</b> aquatique	21
II.3. Caractéristiques physico-chimiques des sites	22
<b>III. Le rôle du phosphore dans le déterminisme de la végétation aquatique</b>	<b>28</b>
<b>III.1. Au niveau de l'espèce</b>	<b>28</b>
<b>III.1.1. Auto-écologie des espèces</b>	29
III.1.2. Répartition des <b>espèces</b> en fonction du niveau trophique	31
III.1.3. Influence des paramètres <b>morphométriques</b> et texturaux	41
III.1.4. Conclusion	45
III.2. A l'échelle des communautés	45
III.2.1. <b>Les</b> communautés végétales en tant qu'outil de diagnostic de la qualité de l'eau: principe de la bioindication	45
III.2.2. Composition floristique des communautés <b>végétales</b> et <b>paramètres</b> discriminants	49
III.2.2.1. <b>Hiérarchisation</b> des <b>paramètres</b> discriminants	49
III.2.2.2. <b>Rôle</b> des <b>paramètres</b> physico-chimiques du sédiment	55
III.3. Conclusion	59

<b>IV. Origine du phosphore dans la nutrition phosphatée des macrophytes aquatiques: transfert du phosphore au sein des compartiments eau-plante-sédiment</b>	62
IV.1. Etat des connaissances	62
IV.2. Etude des transferts de phosphore entre l'eau, la plante et le sédiment en conditions naturelles.	65
IV.2.1. Efficacités comparées des processus naturels de réduction de la charge eutrophisante des eaux de surface	65
IV.2.1.1. Problématique	65
IV.2.1.2. Sites et méthodes	66
IV.2.1.3. Résultats	67
<b>IV.2.1.4. Conclusion</b>	77
IV.2.2. Influence de la charge phosphatée de l'eau et du sédiment sur l'absorption et l'accumulation de P dans les organes foliaires des macrophytes	78
IV.2.2.1. Principe de l'analyse foliaire	78
IV.2.2.2. Résultats	80
IV.3. Flux de phosphore en conditions contrôlées de laboratoire	97
<b>IV.3.1. Protocole expérimental</b>	97
IV.3.2. Résultats	99
IV.3.2.1. Cinétique d'absorption en milieu non renouvelé	99
IV.3.2.2. Influence de la charge phosphatée de l'eau sur l'accumulation du phosphore dans les plantes (P total) en milieu renouvelé	106
IV.3.3.3. Conclusion	110
<b>V. Conclusion générale</b>	112
<b>Bibliographie</b>	115

## LISTE DES TABLEAUX ET FIGURES

	<b>page</b>
Figure 1: Secteur <b>d'étude</b>	7
Figure 2: Coupe schématique de la plaine <b>rhénane</b> dans le secteur des tresses et anastomoses.	8
Figure 3a: Localisation des cours d'eau <b>étudiés</b> .	13
Figure 3b: Localisation des sites de prélèvement.	14
Figure 4: Analyse en Composantes Principales (ACP-STATITCF) (tous sites-qualité de l'eau) A cercle des <b>corrélations</b> , B carte factorielle <b>simplifiée</b> des sites.	24
Figure 5: Analyse en Composantes Principales ( <b>ACP-STATITCF</b> ) (tous sites-tous paramètres). A cercle des <b>corrélations</b> , B carte factorielle des sites.	26
Figure 6: Analyse Canonique des Correspondances (ACC-CANOCO) (espèces végétales-tous paramètres). A cercle des <b>corrélations</b> , B carte de dispersion des <b>espèces végétales</b> .	30
Figure 7: Analyse Canonique des <b>Correspondances</b> (ACC-CANOCO) (espèces végétales-paramètres de la <b>trophie</b> ). A cercle des <b>corrélations</b> , B carte de dispersion des <b>espèces végétales</b> .	32
Figure 8: Profils <b>écologiques</b> de <i>Potamogeton coloratus</i> pour les 4 paramètres <b>physico-chimiques</b> , $P-PO_4^{3-}$ , $N-NH_4^+$ , $N-NO_3^-$ et conductivité.	33
Figure 9: Evolution des secteurs à <i>Potamogeton coloratus</i> 1965-1980-1992 (Eglin et al. 1993).	35
Figure 10: Spectre écologique de A) <i>Berula erecta</i> , B) <i>Callitriche obtusangula</i> pour les quatre paramètres $P-PO_4^{3-}$ , $N-NH_4^+$ , $N-NO_3^-$ et conductivité.	36
Figure 11: Spectre écologique de A) <i>Ceratophyllum demersum</i> et <i>Myriophyllum spicatum</i> , B) <i>Ranunculus fluitans</i> pour les quatre paramètres $P-PO_4^{3-}$ , $N-NH_4^+$ , $N-NO_3^-$ et conductivité.	37
Figure 12: Spectre <b>écologique</b> de A) <i>Elodea nuttallii</i> , B) <i>Potamogeton pectinatus</i> pour les quatre paramètres $P-PO_4^{3-}$ , $N-NH_4^+$ , $N-NO_3^-$ et conductivité.	38
Figure 13: Spectre <b>écologique</b> de A) <i>Potamogeton lucens</i> , B) <i>Potamogeton HOBOSUS</i> pour les quatre paramètres $P-PO_4^{3-}$ , $N-NH_4^+$ , $N-NO_3^-$ et conductivité.	40
Figure 14: Répartition des <b>macrophytes</b> aquatiques en fonction de la concentration en phosphore des phosphates ( $\mu g l^{-1}$ ) dans le compartiment aqueux.	42
Figure 15: Analyse Canonique des Correspondances (ACC-CANOCO) (espèces végétales-paramètres physico-chimiques du sédiment). A cercle des <b>corrélations</b> , B carte de dispersion des <b>espèces végétales</b> .	44

Figure 16: Analyse canonique des <b>correspondances</b> (ACC-CANOCO) ( <b>espèces</b> végétales-paramètres trophiques de l'eau). Comparaison entre le secteur vosgien et le <b>secteur ello-rhénan</b> . A cercle des corrélations, B carte de dispersion des espèces végétales.	46
Figure 17: Analyse Canonique des <b>Ccorrespondances</b> (ACC-CANOCO) (associations végétales-tous paramètres). Cercle des <b>corrélations</b> .	51
Figure 18: Analyse Factorielle Discriminante ( <b>AFD-STATITCF</b> ) (associations végétales-paramètres trophiques de l'eau). A cercle des corrélations, B carte factorielle des sites.	53
Figure 19: Richesse floristique des 7 <b>groupements</b> aquatiques de la plaine ello-rhénane.	54
Figure 20: Répartition des communautés <b>végétales</b> en fonction des concentrations en phosphore des phosphates et en <b>azote ammoniacal</b> .	56
Figure 21: Analyse Canonique des Correspondances (ACC-CANOCO) (paramètres morphométriques et associations végétales).	57
Figure 22: Fréquence d'apparition des 7 communautés végétales (A à F) en fonction de la texture du sédiment.	58
Figure 23: Analyse Factorielle Discriminante ( <b>AFD-STATITCF</b> ) (paramètres de la qualité de l'eau - associations végétales de la plaine d'Alsace et du secteur vosgien).	60
Figure 24: Secteurs d'étude et sites de prélèvement. A) Ile de Gerstheim, B) Ile de <b>Rhinau</b> , C) Illwald.	69
Figure 25: Capacités épuratrices <b>E(PO4)</b> du <b>Rhin</b> canalise (A), du Vieux-Rhin ( <b>B</b> ), du Schollengiesen ( <b>C</b> ), du Schaftheu secteur non végétalisé ( <b>D</b> ) et du Schaftheu secteur végétalisé ( <b>E</b> ).	71-72
Figure 26: Capacités épuratrices <b>E(PO4)</b> de l'111 (A), de l' <b>Oberriedigaben</b> aval ( <b>B</b> ) et amont ( <b>C</b> ), du Schiffwasser amont ( <b>D</b> ) et aval ( <b>E</b> ), du petit Rheinweg ( <b>F</b> ).	73
Figure 27: Evolution <b>spatiale</b> des <b>teneurs</b> en P foliaire <b>d'Elodea nuttallii (mg.g<sup>-1</sup>)</b> des concentrations en <b>P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> (µg.l<sup>-1</sup>)</b> de la phase aqueuse, du P extractible et du P total du sédiment ( <b>µg.g<sup>-1</sup>)</b> de deux cours d'eau alimentés par la nappe <b>phréatique</b> (a) lors d'une amélioration amont-aval de la qualité de l'eau, (b) lors d'une dégradation de la qualité de l'eau.	82
Figure 28: Teneurs moyennes en P total des organes foliaires de <b>Callitriche obtusangula</b> en fonction des teneurs moyennes en P-phosphates de l'eau (avant et après transformation logarithmique).	87
Figure 29: Teneurs moyennes en P total des organes foliaires de <b>Berula erecta</b> en fonction des teneurs moyennes en P-phosphates de l'eau (avant et après transformation logarithmique).	88
Figure 30: Teneurs moyennes en P total des organes foliaires de <b>Elodea canadensis</b> en fonction des teneurs moyennes en P-phosphates de l'eau (avant et après transformation logarithmique).	89

Figure 31: Teneurs moyennes en P total des organes <b>foliaires</b> de <i>Elodea nuttallii</i> en fonction des teneurs moyennes en P-phosphates de l'eau (avant et <b>après</b> transformation logarithmique).	90
Figure 32: Teneurs moyennes en P total des <b>organes foliaires</b> de <i>Callitriche obtusangula</i> , <i>Berula erecta</i> , <i>Elodea canadensis</i> et <i>Elodea nuttallii</i> en fonction des teneurs moyennes en P-phosphates de l'eau (après transformation logarithmique).	91
Figure 33: P extractible du sédiment et P total foliaire de A) <i>Callitriche obtusangula</i> , B) <i>Berula erecta</i> , C) <i>Elodea canadensis</i> et D) <i>Elodea nuttallii</i> .	93
Figure 34: Variation temporelle du P total foliaire <b>d'<i>Elodea nuttallii</i></b> prélevée dans le <b>Laufgraben</b> (Wittemheim).	9s
Figure 35: Variation temporelle du P total foliaire <b>d'<i>Elodea nuttallii</i></b> prélevée dans l' <b>Istergraben</b> (Rhinau).	9s
Figure 36: Evolution temporelle du phosphore total ( <b><math>\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}</math></b> mat <b>sèche</b> ) dans les sédiments de <b>5</b> cours d'eau de la plaine ello-rhénane.	96
Figure 37: Cinétique d'absorption du phosphore des phosphates de l'eau. Système sans sédiment, sans renouvellement du milieu nutritif. A) <b>février</b> 1995, B) mars 1995, C) avril 1995.	100-101
Figure 38: Cinétique d'absorption du phosphore des phosphates de l'eau. Système avec <b>sédiment</b> , sans renouvellement du milieu <b>nutritif</b> . A) mats 1995, B) mai 1995.	102
Figure 39: Cinétique d'absorption du phosphore des phosphates de l'eau. Système sans sédiment' sans renouvellement du milieu nutritif' avec antibiotique.	104
Figure 40: Phosphore total absorbé en 30h à partir de la phase aqueuse ( <b><math>\mu\text{gP-Phosphate}/\text{g}</math></b> poids <b>frais</b> ) d' <i>Elodea nuttallii</i> en <b>présence</b> d'une source de phosphore (phase aqueuse) ou de deux sources de P (phase aqueuse et sédiment) en fonction de la charge phosphatée du compartiment aqueux.	105
Figure 41: Accroissement du P total foliaire d' <i>Elodea nuttallii</i> par rapport au témoin ( <b>P</b> foliaire exp. - P foliaire <b>tém.</b> ) pour chaque <b>concentration</b> expérimentale. Expérience <b>réalisée</b> sur 3 jours sans renouvellement du milieu.	105
Figure 42: Teneurs en phosphore total dans les <b>tissus d'<i>Elodea nuttallii</i></b> à J3. Système sans <b>sédiment</b> , sans renouvellement du milieu.	107
Figure 43: Teneurs en phosphore total dans les tissus <b>d'<i>Elodea nuttallii</i></b> à J3. Système avec <b>sédiment</b> , sans renouvellement du milieu.	107
Figure <b>44</b> : Influence de la charge phosphatée de l'eau sur les teneurs en P total des organes <b>foliaires d'<i>Elodea nuttallii</i></b> <b>enracinée</b> et non enracinée dans un milieu nutritif renouvelé.	109

Tableau I: Evolution des paramètres écologiques du Rhin selon un axe transversal à hauteur du grand ried ello-rhéna (Schnitzler et Carbiener 1990).	8
Tableau II: Principales caractéristiques des <b>cours</b> d'eau étudiés.	15
Tableau <b>III</b> : Fréquence d'apparition des principaux <b>macrophytes</b> aquatiques en fonction de la charge en phosphore des phosphates ( $\mu\text{g.l}^{-1}$ ) dans le compartiment aqueux (moyenne estivale 1993).	43
Tableau <b>IV</b> : Echelle de bioindication du niveau d'eutrophisation des <b>cours</b> d'eau phréatiques de la <b>plaine d'Alsace</b> : associations végétales et qualité de l'eau ( <b>P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup></b> , <b>N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup></b> ).	48
Tableau V: Tableau de <b>fréquence</b> et composition floristique des 6 associations végétales A - F- (plaine <b>d'Alsace</b> ) et paramètres physico-chimiques de la qualité de l'eau.	<b>50</b>
Tableau VI: Tableau de fréquence et composition floristique des 4 associations végétales A' - D' du secteur vosgien et paramètres physico-chimiques de la qualité de l'eau.	61
Tableau <b>VII</b> : Caractéristiques des sites ello-rhéna choisis pour l'étude comparée des capacités <b>épuratrices</b> des <b>cours</b> d'eau. A) paramètres morphométriques, hydrologiques et végétation, B) sites de référence et distances entre les sites.	68
Tableau VIII: Teneurs moyennes (minimum-maximum) en phosphore total ( <b>mgP/g</b> ) des organes foliaires des principaux macrophytes du réseau hydrographique de la plaine <b>d'Alsace</b> en fonction du statut trophique des <b>cours</b> d'eau.	81

## 1. INTRODUCTION

### 1.1. Problématique générale.

Les macrophytes aquatiques **enracinés** et submergés **présentent** la **particularité** de disposer de deux sources de nutriments: le compartiment aqueux dans lequel ils sont immergés et le compartiment **sédiment** dans lequel ils plongent leurs racines. L'absorption de nutriments, qu'elle soit **foliaire** ou racinaire, **dépend** donc de la **qualité** physico-chimique en **général**, et du statut trophique en particulier, de ces deux compartiments (**Denny 1972, 1980, Barko & Smart 1981, Rattray et al 1991, Shardendu & Ambasht 1991**).

Si nous savons que la composition floristique et la **structure** de la **végétation** aquatique **dépend** d'un **faisceau** de **paramètres** qui agissent de **manière** conjointe ou antagoniste, la majorité des **études** scientifiques **réalisées à** ce jour s'accorde **néanmoins à** reconnaître la **prédominance** du **phosphore** dans le **déterminisme** et la composition de la végétation aquatique (**Forsberg 1964, Fogg 1973, Lee 1973, Kohler 1975, Dykyjova 1979, Herr 1984, Carpenter & Adams 1987, Carbiener & Ortscheit 1987, Trémolières et al 1991...**).

Etant **donné** que le **système** racinaire des plantes aquatiques peut sembler rudimentaire en regard de **celui** des plantes terrestres (**Fogg 1973, Blake 1989**), il paraît **étonnant** que le **sédiment** ait souvent **été considéré** comme une source importante, voire **préférentielle d'éléments** nutritifs (phosphore en particulier) pour la plante aquatique (**Bole & Allan 1978, Barko & Smart 1981, Gabrielson et al. 1984, Smith & Adams 1986, Moeller et al. 1988, Chambers & Prepas 1989,**

Ratray *et al.* 1991). Mais la plupart de ces données a été obtenue dans un cadre expérimental et n'ont généralement pas fait l'objet de confrontation avec des données de terrain.

Certaines études réalisées en conditions contrôlées de laboratoire ont montré que des plantes submergées pouvaient satisfaire à leur besoin en phosphore en prélevant cet élément exclusivement à partir du sédiment (Barko & Smart 1980, 1981, Huebert & Gorham 1983), en revanche d'autres études ont révélé l'existence de mécanismes de relais entre l'eau et le sédiment: l'absorption racinaire, tout en restant quantitativement prédominante, peut être en partie suppléée par des mécanismes d'absorption foliaire lorsque la charge trophique du sédiment diminue et (ou) lorsque la charge trophique de l'eau augmente (Best & Mantai 1979, Carignan & Kalff 1979, Ratray *et al.* 1991).

A l'opposé, des études effectuées dans des conditions plus proches du milieu naturel montrent que l'absorption foliaire et l'accumulation d'éléments nutritifs (phosphore en particulier) dans des plantes submergées dépendent largement de la concentration de ces éléments dans le compartiment aqueux (Shardendu & Ambashit 1991), et que l'importance relative des deux mécanismes d'absorption dépend d'une part du degré trophique des compartiments EAU et SEDIMENT (Perez-Llorenz & Nelli 1995) mais également de la structure anatomique de la plante, de son degré d'immersion et de l'importance de son développement racinaire (Denny 1972, Harvey & Fox 1973, Sutton & Ornes 1977).

Par ailleurs, de nombreuses études réalisées à partir de données de terrain ont dégagé une relation privilégiée, émergeant d'un canevas plurifactoriel particulièrement complexe, entre la qualité de l'eau (trophie essentiellement et P en particulier) et la composition des phytocénoses aquatiques. Ainsi, dans le réseau hydrographique phréatique de géochimie calcaire de la plaine d'Alsace, que l'on peut considérer comme un modèle hydroécologique naturel, la confrontation des paramètres physico-chimiques de qualité de l'eau avec l'étude des phytocénoses

aquatiques a permis la mise au **point** d'une **échelle** de bioindication par les **végétaux** aquatiques du **degré** trophique de l'eau essentiellement **défini** par les charges **phosphatées** et ammoniacales (Carbiener & Ortschitt 1987, Carbiener *et al* 1990, Eglin *et al.* 1993, Robach *et al.* 1991, 1995, Trémollières *et al.* 1991...). Cette **échelle** de bioindication **est fondée** sur une **séquence** phytosociologique de 6 **communautés végétales** distinctes **schématiquement symbolisées** par les lettres A à F, qui **expriment** ainsi une **eutrophisation croissante**. Des **études** similaires **menées** en Allemagne ou dans des **régions** de **géochimie différentes** (eaux faiblement **minéralisées** des Vosges notamment) ont **confirmé** le principe de la bioindication de la qualité de l'eau par les **communautés végétales** (Kohler 1971, 1975, 1982; Kahnt *et al.* 1989, 1990; Konold *et al.* 1990; Muller 1990; Haury & Muller 1991; Schütz 1992, 1993; Eglin *et al.* 1993).

Ce lien **privilegié** entre les teneurs en phosphore des phosphates dans le **compartiment** aqueux et la composition de la **végétation** aquatique dans les eaux **courantes** continentales permet de supposer une **hiérarchisation** des sources de **nutriments** pour les **végétaux** aquatiques, c'est à dire, a priori' une **prédominance** de la nutrition **phosphatée** foliaire par rapport à la nutrition **phosphatée** racinaire.

## **I.2. Objectifs de l'étude.**

L'objectif principal de la **présente 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 de la phytocénose**, et en nous basant sur un vaste **réseau d'échantillonnage** (92 sites de **prélèvement** d'eau' de **sédiment** et de plantes) 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.

A l'échelle des phytoécnosés: nous préciserons et réactualiserons le principe de l'échelle de bioindication mis au point initialement dans le réseau hydrographique particulier des cours d'eau phréatiques oligotrophes à modérément eutrophes de la plaine d'Alsace (Carbiener & Ortscheit 1987, Trémolières et al. 1991), en intégrant des cours d'eau eutrophes à hypertrophes (cas des bras latéraux ou diffluences de l'Ille et du Rhin): Nous étudierons plus particulièrement le rôle des phosphates dans l'eau (secondairement celui de l'azote ammoniacal) ainsi que l'influence des principaux paramètres physico-chimiques du sédiment (texture, teneurs en  $\text{CaCO}_3$ , charge phosphatée) sur la composition des communautés végétales aquatiques.

Nous nous intéresserons également aux processus naturels d'amélioration de la qualité de l'eau dans des cours d'eau eutrophes, en fonction de leur végétalisation et de leur degré d'artificialisation (comparaison d'un système ellan eutrophe faiblement végétalisé et d'un système rhénan eutrophe fortement végétalisé).

A l'échelle des organismes végétaux:

\* A partir de données de terrain obtenues dans la plaine d'Alsace, nous déterminerons le profil écologique des principales espèces aquatiques en fonction, d'une part, de la charge phosphatée de l'eau et du sédiment, et d'autre part des principaux facteurs morphométriques et (ou) édaphiques des cours d'eau (vitesse du courant, composition texturale du sédiment, teneurs en  $\text{CaCO}_3$ ...). En effet les informations obtenues à partir de la littérature scientifique sont relativement fragmentaires, et concernent, dans la plupart des cas, des cours d'eau eutrophes, voire même hypertrophes. Par conséquent, les conclusions qui sont alors présentées ne sont pas transposables à notre système hydrologique, et ne permettent pas de préciser en milieu modérément eutrophe, l'impact du gradient trophique sur l'apparition et le développement des espèces végétales aquatiques et le rôle des autres paramètres abiotiques.

\* Nous **préciserons également** quelques aspects de la nutrition **phosphatée** des plantes aquatiques, afin de **définir** en conditions **naturelles** le **rôle** du phosphore dans le **déterminisme** de la **végétation** aquatique. Une **première étude, réalisée** depuis 1993 et sur une **période de 3 ans, à** partir de plantes **récoltées** sur **un large échantillonnage de cours** d'eau de trophie **contrastée**, concerne l'influence de la charge **phosphatée** de l'eau et du **sédiment** sur la teneur en phosphore total des organes **foliaires** d'une **quinzaine** de **macrophytes** aquatiques. Les **résultats** obtenus seront **confrontés** aux connaissances sur **l'auto-écologie** de ces **espèces** (spectre trophique, **préférence** vis-&-vis de certains **paramètres morphométriques**..).

\* A partir de **séries expérimentales réalisées** en conditions **contrôlées** de laboratoire, nous **étudierons** l'importance de l'absorption foliaire du phosphore d'une plante aquatique, **enracinée** ou non' soumise **à** des concentrations croissantes en **P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>** dans l'eau. **Les contraintes expérimentales**, choix de **l'espèce** et **concentrations** de phosphates dans l'eau notamment' ont **été** dictées par les **résultats** obtenus en **conditions** naturelles.

L'**originalité** de cette **expérimentation** réside dans une **confrontation régulière** des **résultats** avec ceux obtenus **in situ** (conditions naturelles). **Cette** confrontation a induit notamment des **réajustements fréquents** du **système expérimental** (**température** de l'eau' **aération**, brassage, choix du **sédiment**) **afin** d'optimiser **les résultats** obtenus et de les rendre **comparables à** ceux **révélés** par le terrain.

## II. SITE ET METHODES

### II.1. Le cadre géographique et hydro-écologique.

Le secteur central de la plaine d'Alsace (Grand Ried Central d'Alsace, Carbiener 1983) est la plus vaste zone humide de vallée fluviale de piémont alpin d'Europe. Elle correspond à la zone de diffluences holocènes du profil longitudinal du Rhin (Carbiener 1983). Dans l'ensemble de notre secteur d'étude, les graviers glaciaires rhénans forment le sous-bassement des sols. Ces graviers, très épais (plusieurs dizaines de mètres) qui affleurent quelquefois sous forme de bombements, de levées ou terrasses, constituent la roche-réservoir d'une puissante nappe phréatique, subaffleurante par endroit.

Ce secteur, délimité au nord et au sud respectivement par Strasbourg et Marckolsheim, à l'est et à l'ouest par l'Ill et le Rhin, se caractérise par un réseau hydrographique particulièrement étoffé, constitué de cours d'eau de surface (le Rhin, l'Ill et leurs diffluences), et de cours d'eau phréatiques alimentés principalement ou exclusivement par la nappe phréatique des graviers glaciaires du Rhin.

#### II.1.1. Les caractéristiques géochimiques et texturales:

LA plaine alluviale ello-rhénane peut être, à petite échelle, dissociée en deux grandes unités (Fig 1 et 2, Tableau I).

La première est l'axe rhénan, constitué par une levée sable-graveleuse ou sable limoneuse carbonatée calcaire. Les eaux de surface d'origine rhénane sont par conséquent fortement minéralisées (conductivité comprise entre 500-1000  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ), bicarbonatées calciques (teneurs en  $\text{HCO}_3^-$  comprises entre 130 et 200  $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ , teneurs en  $\text{Ca}^{++}$  comprises entre 40 et 70  $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ ).

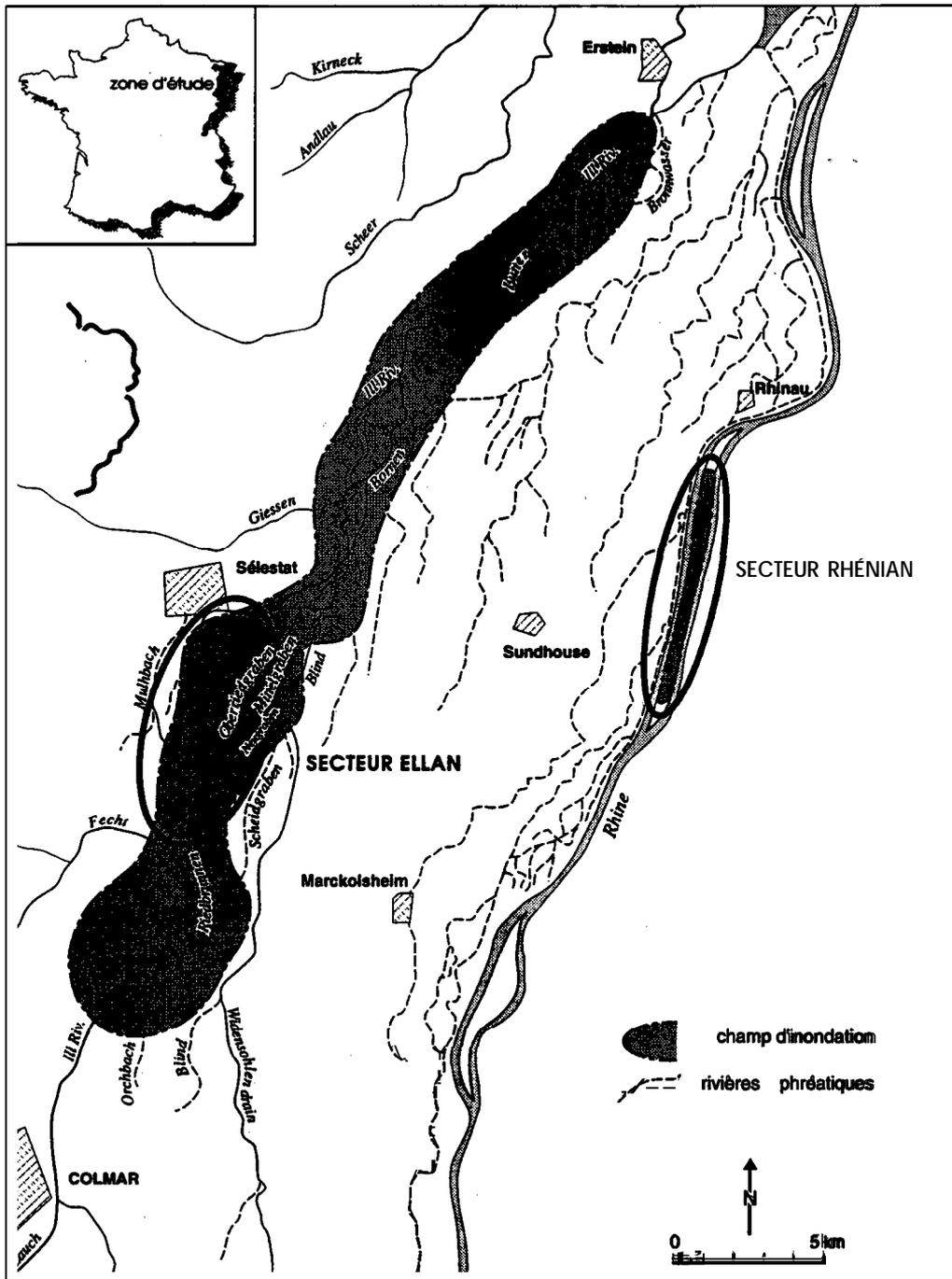
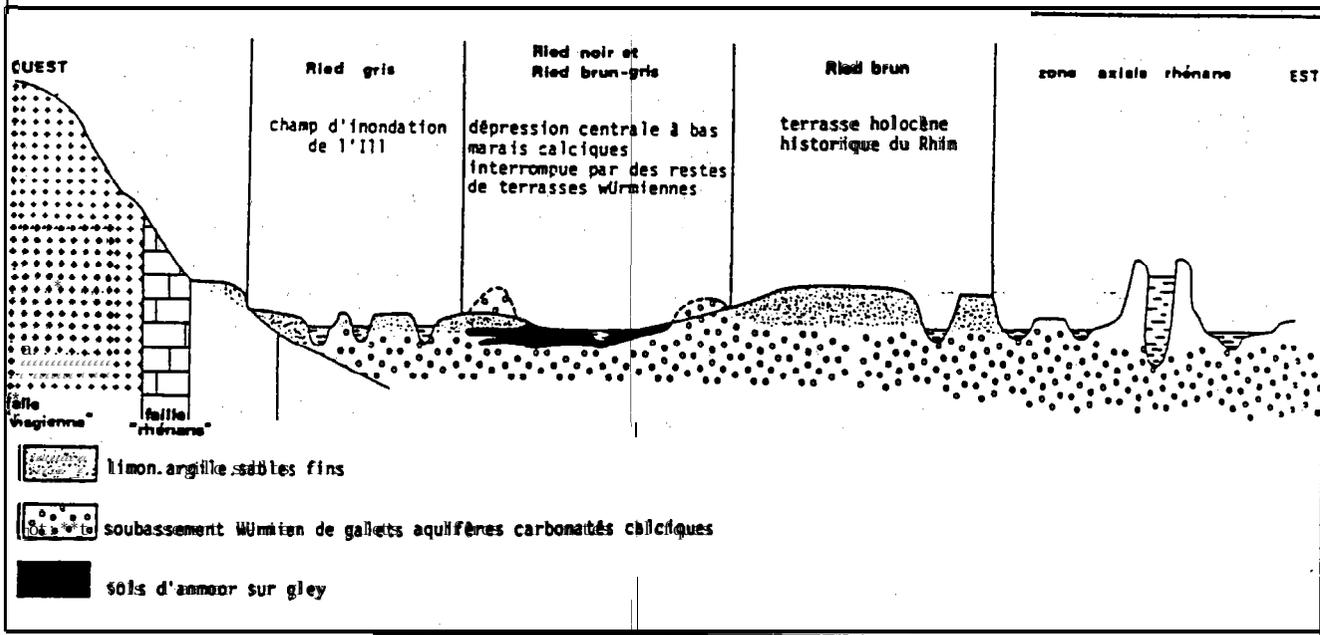


Fig. 1 Secteur d'étude

Les **capacités d'auto-épuration** des cours d'eau ont **été** plus **particulièrement étudiées** dans les secteurs **rhénan** et **ellan** mentionnés sur **cette** carte

**Fig 2 COUPE SCHEMATIQUE DE LA PLAINE RHENANE  
DANS LE SECTEUR DES PRESSES ET DES ANASTOMOSES**



**Tableau 1  
ÉVOLUTION DES PARAMETRES ÉCOLOGIQUES DU RHIN  
SELON UN AXE TRANSVERSAL  
(À HAUTEUR DU GRAND RIED ELLO-RHENAN)**

	AXE RHENAN	DEPRESSION MARGINALE
REGIME HYDROLOGIQUE	NIVAL pur : hautes eaux d'été, maigres d'hiver	OCEANIQUE : hautes eaux d'hiver et de printemps, maigres d'été
DYNAMIQUE FLUVIALE	TRES IMPORTANTE : cours à forte compétence Anastomoses et tresses Battements de nappe importants avant canalisation (3 à 4 mètres)	DOUCE : cours à faible compétence Petits méandres Battements de nappe peu importants (1 à 2 m) Concrétions calcaires
GRANULOMETRIE DES DEPOTS D'ALLUVIONS	GROSSIERE : sable-limoneuse à sablo-graveleuse	FINE : argile-limono-sableuse
BIOCHIMIE DES ALLUVIONS	TRES CARBONATE	NON CARBONATE
SOLS	Très jeunes, involués, pauvres en colloïdes argilo-humiques Basiques Non hydromorphes	Plus évolués, riches en colloïdes argilo-humiques Neutres à neutroacidoclines Hydromorphes selon les stations (gley réduits, gley oxydé, concrétions calcaires)

de pH basique (de l'ordre de **7,5-8**). Les eaux souterraines sont **caractérisées** par une charge **minérale** plus **élevée** que celle des eaux **superficielles** du Rhin, avec notamment de fortes concentrations en bicarbonates et en calcium (**HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>: 240-450 mg.l<sup>-1</sup>, Ca<sup>++</sup>: 80-150 mg.l<sup>-1</sup>), résultant de l'équilibre avec la partie fine des sols (limons riches en calcaire actif), en sodium et en chlorures, **résultat** de la pollution par l'exploitation de potasse, située au Sud de la Plaine d'Alsace (Carbiener & Krause 1975; Trémolieres *et al.* 1991).**

La **deuxième unité** correspond à la **dépression** marginale concave, dans laquelle **s'écoule** l'Ill et les torrents vosgiens **capturés** par cette **denière**, l'ensemble **s'écoulant parallèlement** au Rhin dans le secteur **concerné**. Cette **dépression** est **argileuse** (voire tourbeuse) et **présente** en **majorité** des sols **non carbonatés** en surface. L'Ill et ses **diffluences** **présentent** des eaux moins **minéralisées** (teneurs en HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> comprises entre 50 et 150 **mg.l<sup>-1</sup>**, **conductivité** comprise entre 200-600 **µS.cm<sup>-1</sup>**). En revanche, les eaux souterraines demeurent fortement **minéralisées** par quasi saturation **bicarbonatée calcique** au contact des graviers et sables **rhénans** (teneurs en HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> comprises **entre 100** et 300 **mg.l<sup>-1</sup>**) (Carbiener 1983, Merazi 1994).

### II.1.2. Les caractéristiques trophiques

Les inondations **véhiculent** des eaux **eutrophes** voire même **modérément saprobes** d'une part, et la **présence** d'autre part d'une puissante nappe **phréatique** alimentant (en eau de **très** bonne qualité) exclusivement ou partiellement une grande partie du **réseau phréatique** conditionnent l'écologie et les **caractéristiques** trophiques de notre secteur **d'étude**.

\* Les **eaux** du **surface allanes** ou **rhénans** sont fortement **eutrophisées** (rejets urbains, agricoles ou industriels), voire **même** quasi **saturées** en phosphore des phosphates pour l'111 et ses **diffluences**. Dans le cas du Rhin, **canalisé** depuis la moitié de ce **siècle** et amputé de la majeure partie de **son** champ **fonctionnel** inondable (**excepté** au niveau des îles **crées** artificiellement

entre le Rhin et le Vieux-Rhin lors de la canalisation), la forte charge en **éléments minéraux** fertilisants se maintient d'une part en raison de **capacités épuratrices** faibles, voire même nulles, et d'autre part, par une **quasi-déconnexion** du fleuve à sa nappe phréatique sous-jacente rendant impossible toute dilution des eaux de surface **par** des apports **phréatiques** (Robach et *al.* 1993). Notons néanmoins, que les teneurs en phosphore des phosphates tendent à **régresser** significativement ces **dernières années** (c  $100 \mu\text{g P-PO}_4^{3-} \cdot \text{l}^{-1}$ ) en raison de l'interdiction faite en Suisse de commercialiser des lessives contenant des phosphates (Carbiener 1990). Dans le cas de l'Ill et de ses diffluences, qui **présentent** encore un vaste champ fonctionnel inondable, **l'hypertrophisation résultant** essentiellement de rejets urbains et agricoles, est encore **aggravée** par le fait que les eaux de surface sont plus douces et que le **sédiment** est moins calcaire (teneurs en  $\text{CaCO}_3 < 5\%$  dans le secteur ellan alors qu'elles **excèdent généralement 10-15%** dans le secteur rhénan), ce qui y rend le phosphore plus mobile, car beaucoup plus soluble. Aux teneurs en  $\text{P-PO}_4^{3-}$  qui **excèdent fréquemment  $1000 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$** , s'ajoutent une **très** forte pollution ammoniacale (souvent **supérieure** aux seuils toxiques pour de nombreux organismes **végétaux** ou animaux). Les teneurs en **azote** des nitrates sont **généralement** modestes (entre 2 et 5  $\text{mg N-NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$ ) mais demeurent supérieures à celle des eaux de surface **rhénanes** (teneurs **généralement** comprises entre 1 et 3  $\text{mg N-NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$ ).

\* La **qualité** des eaux souterraines **répond à** une sectorisation de la nappe en bandes **parallèles** aux deux grands **cours** d'eau Rhin et Ill. Le **secteur ellan** se caractérise de manière **générale** et **à l'exception des épisodes** de crues, par de **très** faibles concentrations en **éléments** fertilisants (teneurs en  $\text{P-PO}_4^{3-}$  et  $\text{N-NH}_4^+ < 10 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ ) **malgré** la pollution organique importante de l'Ill. Cette **part** s'explique notamment par le fait que **l'Ill**, contrairement au Rhin ne fuit pas dans son lit dans le secteur d'étude, mais au **contraire** draine la nappe. D'autre part, lors des crues inondantes, les eaux de **débordement** sont efficacement **épurées** lors de leur transfert à travers le système de **retention** sol-racine, ce qui alimente la nappe en eau d'excellente qualité.

La frange rhénane de la nappe, se caractérise par des teneurs en P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> qui dépassent fréquemment 30 à 40 µg.l<sup>-1</sup>, et par de très faibles teneurs en N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> (les plus faibles de toute la nappe phréatique du fossé rhénan). En effet, le Rhin contrairement à l'III, fuit dans son lit, par un jeu d'infiltrations diffuses ou ponctuelles, directement à travers les graviers ou les galets qui présentent une très faible capacité de rétention. Les zones d'infiltrations préférentielles sont situées en amont des barrages où le Rhin domine de plus de 10 m sa plaine et où la pression hydrostatique est importante. Par conséquent, la composition chimique des eaux souterraines présentent une certaine analogie avec la composition chimique des eaux de surface rhénane. Les eaux du secteur central de la nappe présentent comme le secteur ellan des teneurs en éléments fertilisants très faibles, mais se singularisent par de fortes teneurs en nitrates pouvant atteindre 12 mg N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> .l<sup>-1</sup> (forte pression agricole et absence d'inondation purificatrice) (Carbiener et al. 1988).

Cette sectorisation de la nappe se retrouve au niveau des rivières phréatiques s'écoulant dans chacun de ces trois secteurs.

Nous disposons donc d'un secteur d'étude qui présente une gamme trophique très étendue, allant de l'oligotrophie (émergence des rivières phréatiques) jusqu'à l'hypertrophie (III et ses diffluences) en passant par tous les degrés trophiques (cours d'eau phréatiques mésotrophes de la frange rhénane, cours d'eau modérément eutrophisés à la suite de rejets urbains...).

Par ailleurs, ce secteur nous offre également une grande variété de caractéristiques morphométriques, édaphiques, texturales. En revanche, rappelons que les eaux sont alcalines, bien minéralisées, carbonatées calciques, et présentent une faible pollution organique (nulle pour les rivières phréatiques qualifiées d'oligosaprophes, modérée dans le cas des eaux de surface mésosaprophes). La minéralisation, paramètre qui détermine prioritairement la composition de la végétation aquatique demeure donc relativement homogène dans notre zone d'étude (Trémolieres et al. 1994; Robach et al. 19%). Ce secteur se comporte donc comme un

laboratoire naturel, qui va nous permettre de tester statistiquement l'influence de nombreux **paramètres** abiotiques, afin d'en faire **émerger les** plus discriminants dans le **déterminisme** de la composition des **phytocénoses** aquatiques ainsi que ceux **influençant** la nutrition **phosphorée** des plantes aquatiques.

7 campagnes de **prélèvement** d'eau, de **sédiment** et de plantes, portant sur une trentaine de **cours** d'eau (92 sites) ont **été effectuées** entre le mois de mars 1993 et le mois de mars 1994 (**Fig 3a** et **3b**, Tableau II, annexes 1 a-d).

## II.2. Méthodes

### II.2.1 Méthodes d'analyse de la qualité de l'eau

**Température**, pH, **conductivité** et **oxygène** dissous ont **été** mesurés **in situ** lors de chaque **prélèvement**.

a) la **température** (**° C**): dans le cadre de ce suivi, la mesure de la **température** nous permet de mettre en évidence, notamment, l'existence d'apports d'eau souterraine dans ce **système**. En effet, les eaux **phréatiques** sont des eaux **sténothermes** froides, dont la **température** varie peu entre 10 et **13°C** tout au long de l'année au niveau des **résurgences**.

b) l'**oxygène** dissous (mg **O<sub>2</sub>·l<sup>-1</sup>** ou % **d'oxygène** dissous): le taux de saturation en O<sub>2</sub> permet d'une part, d'estimer la capacité d'une eau de surface **à s'auto-épurer** et d'autre part, de **révéler** la **présence** d'une **arrivée** d'eau phréatique. En effet, les eaux souterraines naturellement pauvres en **éléments** nutritifs et de faible **productivité**, sont également pauvres en **oxygène**, avec des taux de saturation de l'ordre de 35 à 40% pour les **résurgences** du Ried de l'111 (Carbiener 1983).

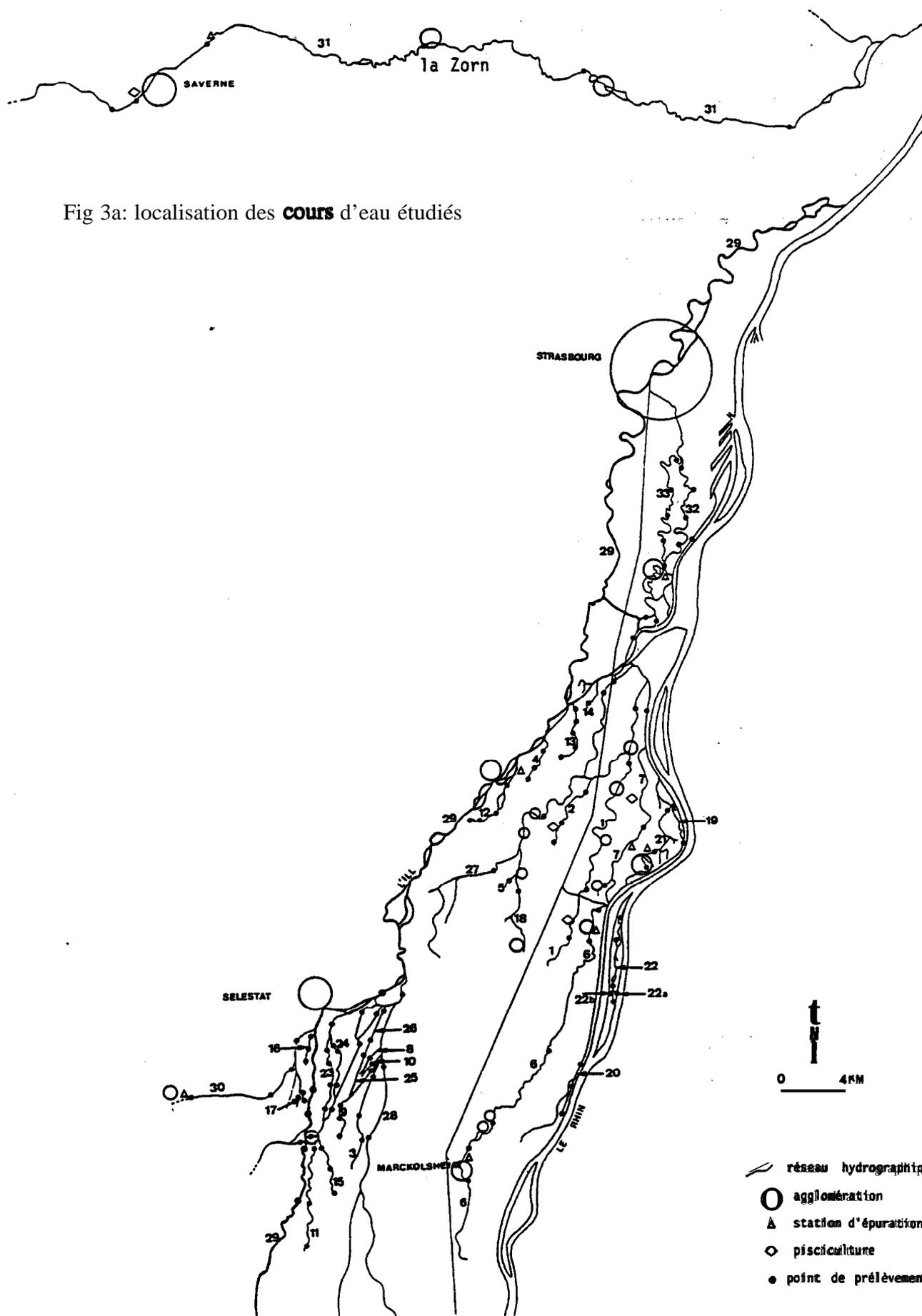


Fig 3a: localisation des **COURS** d'eau étudiés

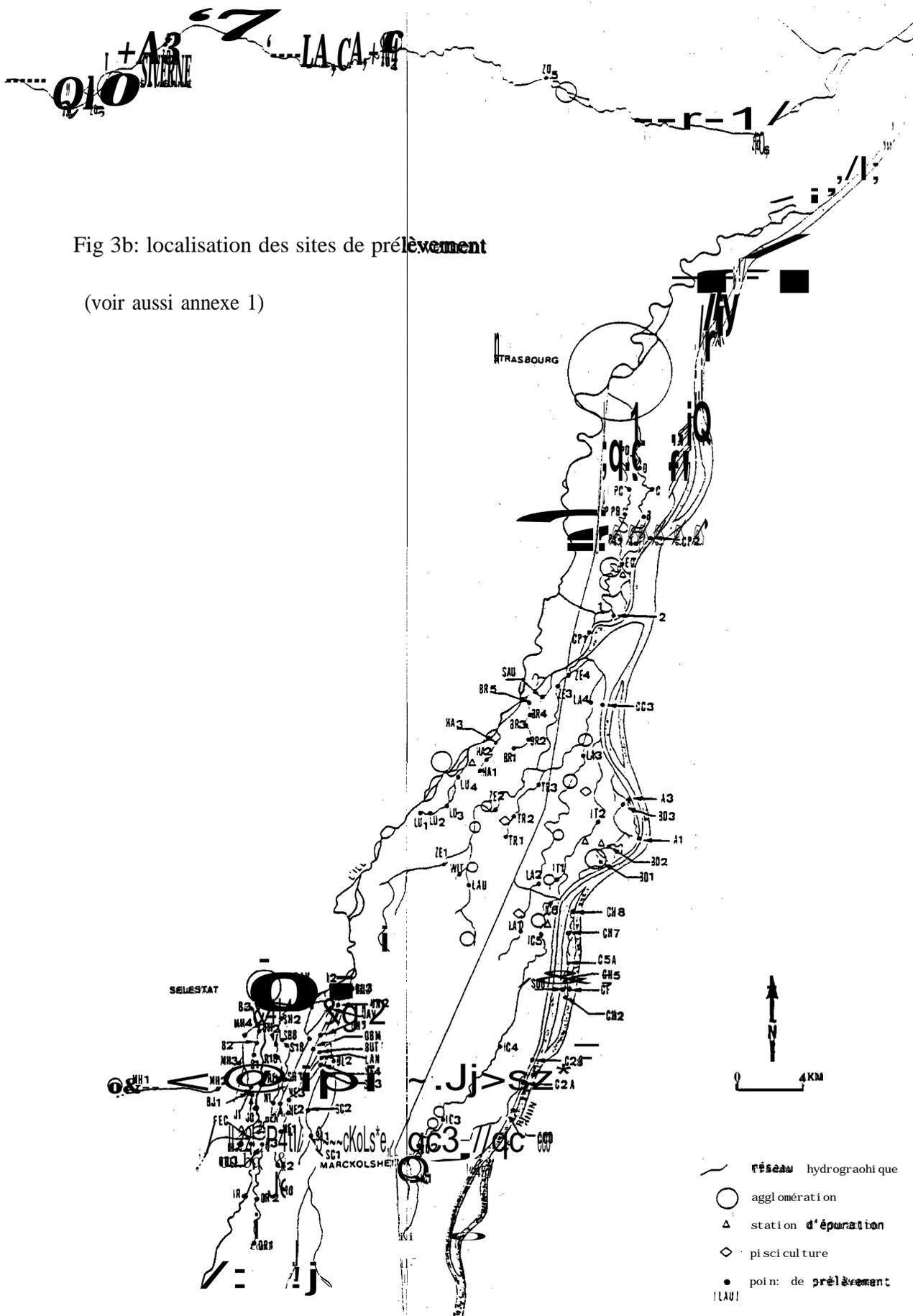


Fig 3b: localisation des sites de prélèvement

(voir aussi annexe 1)

Tableau I: principales caractéristiques des cours d'eau étudiés.

Les associations végétales citées, font référence à l'échelle de bioindication du degré d'eutrophisation des cours d'eau phréatiques, mise au point par Carbiener et al (1990).

Les sites de prélèvement sont précisés en annexes 1(a-d).

N° cours d'eau	COURS D'EAU	Stations	JUSTIFICATION DU CHOIX DU SITE	PARTICULARITES	ETUDES ANTERIEURES	OBSERVATIONS
1	Lächter	La1 La2 La3 La4	Ass. A typique à la source, en voie de restauration. Processus d'eutrophisation anthropique	Présence d'une pléiade	Plusieurs années d'études écoules et d'analyse de la qualité de l'eau	Potamot de Potamot coloré après remaniements récents du lit
2	Truygraben	Tr1 Tr2 Tr3	Ass. A typique à la source Localisé dans le "Bied noir"	Id	Id	Une des plus belles sources de "Dönneloch" ne des plus belles stations à Potamot coloré Qualité d'eau exceptionnelle à la source également de la surf. d'occupation du P. coloré en raison de l'une pléiade
3	Scheidgraben	Sc1 Sc2 Sc3	Ass. A et B mélangés avec Ass. B Cours d'eau forestier	Très bonne qualité d'eau, mais présence de quelques éléments anthropiques	Id	
4	Hanfgaben	Ha1 Ha2 Ha3	Ass. A + éléments de l'Ass. B, Processus d'eutrophisation naturelle	Très bonne qualité d'eau à la source mais faible biomasse de Potamot coloré	Acquis anciens	
5	Fosé Witternhels	Wit	Ass. A typique	Fortes teneurs en nitrates	pas d'études	Étude d'évaluation de la biomasse coloré Étude de drainage, vanne sur le lit de la source par accident
6	Ischgraben	Is1, Is2 Is3, Is4 Is5, Is6	Cours d'eau méotrophe, présence de biomasse esp. végétales	Cours d'eau très long, avec forte biomasse végétale par endroit	Études récentes jugges 2000	Étude en cours sur l'influence de la biomasse végétale sur l'importance des échanges "biomasse-pomme"
7	Ischgraben	Is1 Is2 Is3	Absence de Potamot coloré Contamination en P par les filtres rhéens ?	Station d'origine	Anciennes	Absence de potamot coloré en P au moment de l'absence depuis 1969
8	Bühlgraben	But	Cours d'eau forestier Association C	Absence de Potamot coloré même à la source Fortes teneurs en nitrates	Études récentes	relations d'implantation de Potamot coloré
9	Neugraben	Ne1, Ne2	Cours d'eau semi forestier, méotrophe, Ass. C	Eutrophisation "naturelle" Fortes teneurs en nitrates	Id	Dégradation de Potamot coloré à la limite lors qu'il était bien représenté il y a 2 ans

10	Langgraben	La1	Ann. B. 1974 Cours d'eau forestier	Id Absence de Potamot coloré même à la source, bonne qualité d'eau pourtant	Id	Tentative d'implantation du Potamot coloré
11	Orschbach	Or1, Or2 Or3	Ann. G typique	Id	Etudes plus anciennes	
12	Lutter	Lu1 Lu2 Lu3 Lu4	Très bonne qualité d'eau général par application naturelle en travaux des crues inondantes de l'III	Absence de Potamot coloré à la source (influence des crues de l'III) Amélioration de la qualité de l'eau par infiltrations phréatiques,	Etudes récentes: analyse de la qualité de l'eau et typologie de la végétation aquatique	Très belle source Présence de P. Coloratus à l'aval
13	Bronnwasser	Br4 Br5	Id	Id	Id	Cours d'eau souvent à sec dans la première moitié de son cours
14	Sauerbrunnen	Sau	Très bonne qualité d'eau Absence de Potamot coloré à la source	Cours d'eau très court Absence de Potamot coloré.	Etudes récentes	Vase épaisse, Végétation aquatique quasi inexistante à la source
15	Riedbrunnen	Ro R2 R3	Végétation épiphyte à catastrophe sans relation avec la qualité de l'eau jusqu'à présent très bonne (N-NH4) Fortes teneurs en nitrates	Potamot coloré. Agriculture intensive	Etudes en cours (strazine)	Analyses de l'eau pluri-mensuelles
16	Brannenwasser (Illwald)	B1 B2 B3	Ann. B. 1974 à la source bonne qualité forte biomasse Ann. D et E à l'aval	Modification rapide de la composition vég. sans rapport apparent avec les paramètres de la qualité de l'eau	Etudes récentes	Jaugeages effectués en 1992 Lemna triculca très abondantes, Elodea canadensis bien représentée
17	"Jungbrun"	J0, J1 Bj1	Ann. B. 1974 BrevC	Cours d'eau puissant à la source austère en aval	aucune	
18	Laufgraben	Lau	Cours d'eau épiphyte	Fortes biomasses végétales	Etudes récentes	Bon développement des Elodées
19	Altwasser	A1 A3	Altwater Cours canal de drainage Bénéfices apparents d'un pont technique améliorant la qualité de l'eau	Id		

30	Costes-Cimède Duisings	CCD, C2a C2b, CC3	Mésotrophie à faiblesse Faible biomasse végétale encaissée	Contamination par les "filtrats rhénans"	Etudié de longue date	Grande diversité végétale par endroit
21	Brunnenwasser (Daubeasand)	BD1 BD2 BD3	Cours d'eau eutrophe	Faible biomasse végétale	Etudes récentes et anciennes	amélioration de la qualité de l'eau depuis mise en service d'une station d'épuration
22	Schaften	CH2 CH5 CH6 CH7 CH8	Cours d'eau forestier rhenan en section instable en connexion avec le Rhin Végétation de type eutrophe	Id Biomasse d'apports phytologiques très fortement contaminés par le Rhin (Z2b) très bonne qualité (Z2b)	Id: typologie de la végétation aquatique, analyse des "coups de biseau" d'un coefficient d'apport	Auto-épuration efficace  Subit des <del>plus nombreuses</del>
23	Petit Rheinweg	Ra1 Ra1b Ra2	Cours d'eau forestier celtique dans la région comparable au Schaftan Europe	Biomasse végétale faible, présence de plantes typiques d'apports biologiques / apports phytologiques très importants	Id	Inauguré en 1992 et 1993
24	Schiffwasser	St1, St2 St1b, St2	Id	Id	Id	Id
25	Ottensbergen	Ob1 Rav Uw	Id mais plus artificialité Fond quasi-graveleux	Cours amont plus "artificialité" spécifique	Id	Id
26	Oberwiltzgraben Unterwiltzgraben	Ob1 Un1 Un2	Cours d'eau mésotrophe	Zonage vertical des sites F1 et F2 coloré qui est dû à l'apport de l'apports phytologiques de bonne qualité	Id	
27	Zemle	Za1, Za2 Za3, Za4	Cours d'eau mésotrophe à eutrophe		Etudes anciennes + études en cours	
28	Blind	Bl1, Bl2 Bl3, Bl4	Cours d'eau eutrophe		Etudes plus anciennes	
29	III	Il1, Il2 Il3, Il4 Il5, Il6 Il7, Il8 Il9, Il10 Il11, Il12	Cours d'eau hypereutrophe et mésoeuphotrophe	Faible biomasse végétale	Etudes anciennes et récentes  Etudes en cours de l'influence d'un secteur forestier sur la répartition des poissons	Système qualitatif de bio-indicateurs de la charge eutrophisante

30	Mehrgraben- Ergenbach	Mh1, Mh2 Mh3, Mh4	Cours d'eau hypertrophe-dystrophe et polysaprobe	Rejets de station d'épuration		<input checked="" type="checkbox"/> Végétation <del>égale</del> -instable
31	Zorn	Zo1, Zo2 Zo3, Zo4 Zo5, Zo6	Cours d'eau vosgien présentant une "plaine alluviale" Inondations fréquentes	Couvre une grande gamme trophique	Aucune	Végétation <del>égale</del> -instable de relation <del>égale</del> -instable avec la plaine alluviale Eutrophisation non végétalisée
32	Rhin tortu	A, B C, D	Cours d'eau eutrophe	Alimenté par le Rhin	Quelques analyses d'eau récentes	
33	Schwarzwasser	PA, PB PC, PD	Id	Id	Id	Hors de Rhin confluence s débite fait Compartiments intermédiaires instables

par ailleurs, étroitement lié à l'activité photosynthétique des végétaux et à la concentration en  $\text{CO}_2$  dissous dans l'eau.

d) la conductivité électrique ( $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ): elle donne une bonne appréciation des matières en solution dans l'eau (sels minéraux), sans pour autant être directement proportionnelle à la concentration de ces sels minéraux. Une conductivité élevée traduit une concentration en éléments minéraux élevée ( $\text{KCl}$ ,  $\text{NaCl}$ ,  $\text{MgCl}_2$ ,  $\text{MgCO}_3$ ,  $\text{CaCO}_3$ ,  $\text{NO}_3^-$ ...). La valeur de la conductivité permet dans certains cas de préciser l'origine des eaux. En effet, les eaux circulant dans l'aquifère et par conséquent les cours d'eau alimentés par la nappe, présentent des valeurs élevées. Inversement, les cours d'eau connectés à l'Ill ou au Rhin (moins minéralisés), présentent des conductivités plus faibles.

Afin de déterminer les niveaux de trophie et de saprobie des différents sites étudiés, les paramètres discriminants de la qualité de l'eau suivant ont été analysés:

a) détermination de la charge eutrophisante:

$\text{P-PO}_4^{3-}$  ( $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ ),  $\text{N-NH}_4^+$  ( $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ ),  $\text{N-NO}_3^-$  ( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ ), ont été dosés au laboratoire selon les méthodes préconisées par les normes AFNOR (1986), méthodes qui ont été adaptées à l'utilisation d'un auto-analyseur à micro-flux continu (Alliance Instruments). Les seuils de détection sont de l'ordre de  $5 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$  pour l'azote ammoniacal et pour les phosphates et de  $0.05 \text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$  pour l'azote nitrique.

Les nitrites ( $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ ) ont également été dosés car ils constituent une étape importante dans la métabolisation des composés azotés; ils s'insèrent dans le cycle de l'azote, entre l'ammoniaque et les nitrates. Leur présence est due soit à l'oxydation bactérienne de l'ammoniaque, soit à la réduction des nitrates. Ils ne représentent qu'un stade intermédiaire instable et sont rapidement transformés (Brémond et Vuichard 1973).

La **détermination** des nitrites et des nitrates utilise un **procédé** de **réduction** des nitrates en nitrites par une colonne **réductrice** cadmium-ivre. Les nitrites ainsi **formés, réagissent** avec la sulfanilamide, en milieu acide, pour donner, un **composé diazoté**. Celui-ci réagit avec la **N-naphtyl-éthylène-diamine** un complexe **coloré** rose **violacé** mesuré à 520 nm

b) estimation de la charge organique:

La charge en **matière** organique a **été** essentiellement **évaluée** par le dosage de l'azote ammoniacal et de **l'azote** nitreux (**premières étapes** de **décomposition** de la **matière** organique). Des analyses de la **DCO** (Demande **Chimique** en Oxygène) et de la **DB05** (Demande Biologique en **Oxygène** sur 5 jours) **réalisées** sur le secteur **rhénan** entre **1990** et **1992** (Rhin et bras **connectés**) n'ayant pas **révélé** de variations spatiales significatives (excepté pour les eaux **contaminées** par les rejets de station **d'épuration**), nous n'avons pas retenu ces **méthodes** pour l'estimation de la charge en **matières organiques**.

c) dosage des ions chlorures (**mg.l<sup>-1</sup>**).

Ces ions, du fait de leur faible affinité **pour** le substrat, sont utilisés comme traceur hydrologique, et notamment comme **révéléateur des échanges rivière-nappe**. Dans le cas de la plaine d'Alsace, le dosage des ions Cl<sup>-</sup> permet **également** de visualiser la localisation et la progression de la "langue **salée**" issue de la **pollution** par les Mines de Potasse d'Alsace, dans la nappe **phréatique**.

## II.2.2. **Méthodes** d'analyse des **caractéristiques** physico-chimiques du sédiment.

Le **sédiment** superficiel est **prélevé** dans des tubes **stériles**, puis **séché** à l'**étuve** à 30 °C pendant 3 à 4 jours et **tamisé** à 2 mm. Le niveau trophique du sédiment a **été évalué** sur la fraction inférieure à 2 mm, d'une part, par le dosage du P total et d'autre part, par l'analyse du phosphore

**échangeable, correspondant** au phosphore potentiellement biodisponible pour les plantes dans le **sédiment**. Le phosphore total ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  matière sèche) a été obtenu après minéralisation à chaud, à l'aide d'un mélange 1/1 nitro-perchlorique (NF T 90-023), les phosphates dans le minéralisant étant analysés selon la même méthode que les phosphates dans l'eau. La technique de minéralisation a été éprouvée par nos soins grâce un jeu de minéralisations effectuées sur des échantillons témoins, contenant des teneurs en  $\text{K}_2\text{HPO}_4$  connues. L'erreur obtenue par rapport aux concentrations connues s'est révélée être égale ou inférieure à 5%.

Le phosphore adsorbé sur les colloïdes du sédiment (phosphore échangeable ou phosphore extractible ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  matière sèche) est extrait selon la méthode Olsen modifiée (Olsen *et al* 1954, Badre 1992). La solution d'extraction est une solution de  $\text{NaHCO}_3$  à 0.5M de pH 8.5. L'échantillon de sédiment broyé est agité dans cette solution pendant 30 minutes à 60 t/mn. La solution est ensuite filtrée sur verre fritté (porosité 4), acidifiée (pH < 4), puis analysée à l'aide de l'auto-analyseur.

Le dosage du  $\text{CaCO}_3$  (%) par la méthode du calcimètre de Bernard nous permet de mettre en évidence l'origine des sédiments (vosgienne, ellane ou rhénane).

Enfin, des analyses granulométriques ont été effectuées sur la traction des sédiments inférieure à 2 mm à l'aide d'un sédigraphe (SEDIGRAPH 5000D).

## **II.2.3 Suivi de la végétation aquatique.**

### **Détermination des communautés végétales.**

En saison de végétation, des relevés phytosociologiques de la végétation aquatique ont été effectués systématiquement dans tous les types de cours d'eau étudiés. Ces relevés ont été

**réalisés** sur **des** aires minimales de 100 **m<sup>2</sup>** selon la méthode mise au point par **Braun-Blanquet** (1954). Les **espèces** de macrophytes ont **été déterminées d'après** les ouvrages suivants: Flore d'Alsace (**Issler et al. 1982**), **Süßwasserflora** von Mitteleuropa (Casper et Krausch **1980**), Nouvelle Flore de Belgique et du Luxembourg (**De Langhe et al. 1978**). La nomenclature utilisée est celle de la Flora Europaea de **Tutin et al.** (1964 à 1980)

### Echantillonnage pour l'analyse du P foliaire.

Afin de déterminer le phosphore total **foliaire (mg.g<sup>-1</sup>, ou %)**, les parties **apicales** (10 derniers cm) des macrophytes aquatiques **prélevés** sur chaque site, sont **délicatement** nettoyées dans l'eau de la rivière, puis rapidement **rincées** à l'eau claire et enfin soigneusement **essuyées** à l'aide de papier absorbant afin de les **débarrasser** autant que possible des organismes epiphytes. La qualité du nettoyage est vérifiée **à l'aide** d'un contrôle visuel sous microscope optique. Après **séchage à l'étuve** pendant 2-3 jours **à 30 °C**, les plantes sont **broyées** puis **minéralisées** selon le même protocole que celui cite plus haut pour **l'analyse** du **sédiment**.

Le protocole expérimental **utilisé** lors des **séries expérimentales** en conditions **contrôlées** de laboratoire sera **détaillé** ultérieurement (chapitre IV).

### **II.3. Caractéristiques physico-chimiques des sites.**

L'ensemble des **résultats** physiw-chimiques de la **qualité** de l'eau et du **sédiment** est donné en annexes (annexes 2 et 3).

Les **données** ont **été traités** statistiquement (Analyse en Composantes Principales ACP, Analyse Canonique des Correspondances **ACC**) à l'aide des logiciels CANOCO (Can 3.12) et STATITCF.

Un premier traitement statistique (ACP STATITCF) réalisé sur la base des paramètres de la qualité de l'eau, révèle une différenciation nette de deux groupes de paramètres (fig 4a et b):

- les paramètres de la trophie, qui déterminent le premier axe ( $\text{N-NH}_4^+$ ,  $\text{P-PO}_4^{3-}$ ,  $\text{N-NO}_2^-$ ),
- les paramètres définissant la minéralisation (conductivité et dureté) ainsi que les paramètres descriptifs du fonctionnement hydrologique, notamment des échanges rivière- nappe (chlorures et  $\text{NO}_3^-$ ).

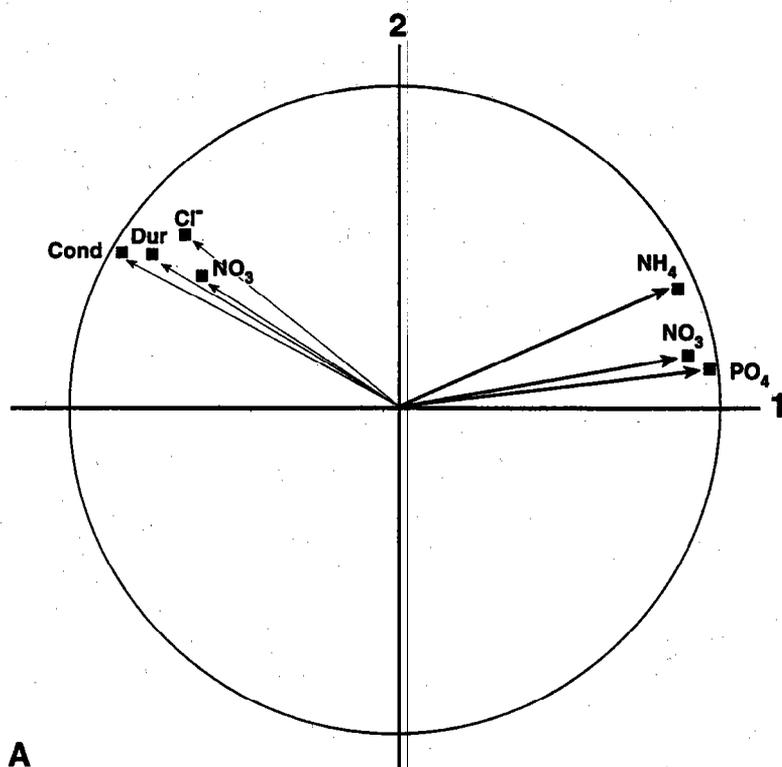
La carte factorielle des sites présente schématiquement 7 familles de sites, classées en fonction de leurs similitudes (Fig 4b).

Le groupe I: situé dans la partie supérieure gauche de la figure 4b, il concerne les cours d'eau phréatiques du secteur de l'Illwald (secteur forestier inondable situé au Sud-est de Sélestat). Ces sites sont caractérisés à la fois par les plus fortes teneurs de conductivité et de chlorures de tout le secteur d'étude et par de faibles concentrations en phosphates et ammoniac.

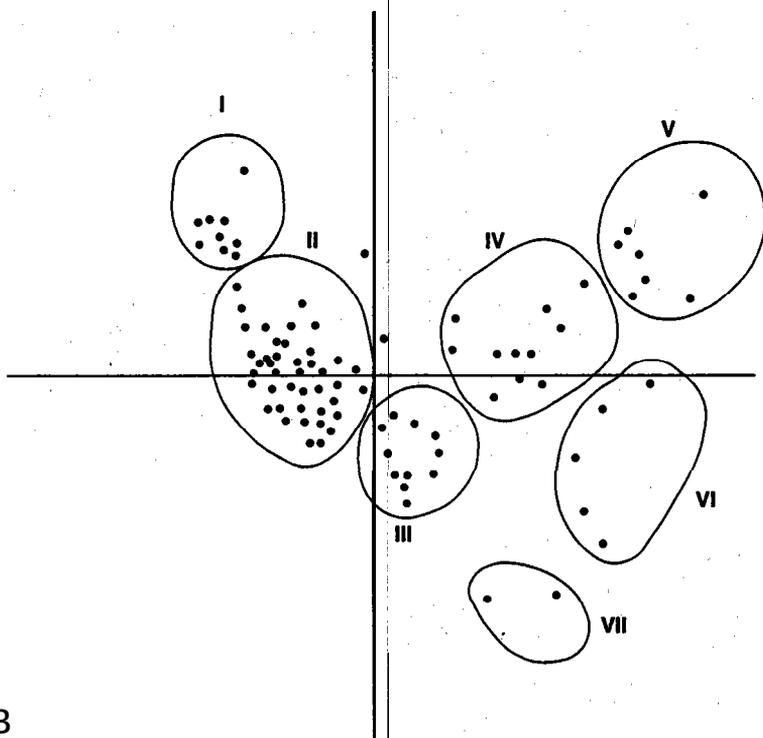
\* groupe II: ce groupe se rapproche de l'axe horizontal, tout en restant dans la partie gauche de la figure. Il concerne des cours d'eau phréatiques situés dans le secteur central de la plaine de l'Elle-Ménane ou à proximité de l'111. Ils sont caractérisés par de plus faibles valeurs de la conductivité que le groupe I et par de faibles teneurs en ammoniac et phosphates. Ce groupe contient également le Rhin Tortu et le Schwarzwasser, situés à proximité du Rhin.

Le groupe III: il concerne essentiellement des cours d'eau (phréatiques et non phréatiques) situés dans la frange de l'Elle-Ménane. La Blind, située à proximité de l'111 mais en contact avec le Rhin par l'intermédiaire de la "rigole de Windensolen" y figure aussi. Ces sites sont caractérisés par une conductivité moyenne ( $< 700 \mu\text{S cm}^{-1}$ ), ainsi que par des teneurs moyennes en éléments nutritifs (cours d'eau modérément eutrophes).

\* groupe IV: cette famille regroupe les diffluents eutrophes, les moins artificialisés du secteur de l'Illwald (diffluents présentant un cours sinueux où les échanges avec la nappe



A



B

Fig. 4 Analyse en Composantes Principales  
 (ACP - STATISCF) (tous sites - qualité de l'eau)  
 A cercle des corrélations  
 B carte factorielle simplifiée des sites

sous-jacente sont **fréquents**). Ce groupe contient **également** le tronçon aval eutrophe de la **Lachter** (tronçon **situé** entre **Gerstheim** et le Contre Canal de Drainage).

\* **groupe V**: ce groupe concerne **PIII**, ainsi que **ses diffluences** les plus **artificialisées** (cours rectiligne). Ces sites **présentent** les plus fortes teneurs en azote **ammoniacal** et phosphates, et les variations temporelles y sont également **très importantes**. La **conductivité** est moyenne.

\* **groupes VI et VII**: ces groupes contiennent tous les sites **des cours** d'eau Vosgiens (la Zom et la Fecht). Le **groupe VI représente** la parue de la Zom **située** en aval de Saverne, ainsi que la Fecht. Le groupe VII se **réduit à** 2 sites **localisés** dans la partie amont de la Zom. La position de ce groupe **à droite** de l'axe vertical, traduit les fortes teneurs en ammoniacale et phosphates. La **position** de ce groupe **diamétralement opposé** au groupe 1, souligne les **très** faibles valeurs de la conductivité ( $< 400 \mu S \cdot cm^{-1}$ ) et les faibles **teneurs** en chlorures. Les **teneurs** en phosphates et ammoniacale sont, comme dans le groupe **précédent**, **très** importantes, mais la **conductivité** et les teneurs en chlorures plus faibles, soulignent leur origine vosgienne. La **minéralisation déterminant** prioritairement la composition floristique, (**Muller 1990**, Robach et **al. 1995**), les faibles valeurs de la **conductivité** de ce **groupe** nous conduiront **à rejeter** ces sites lors de l'étude sur les relations entre le phosphore et les **communautés végétales**. Une étude **comparée** des **phytocénoses** aquatiques vosgiennes (de **géochimie** acide) et des **phytocénoses** de la plaine d'Alsace a **révélé** en effet, que ces sites appartenaient aux groupements **les** plus eutrophes des sites vosgiens.

Un second **traitement** statistique (ACP CANOCO) a **été effectué** sur l'ensemble des **sites de conductivité homogène** (tous **les** sites sauf la **Zom** et la Fecht) et sur l'ensemble des **paramètres étudiés à savoir** (Fig 5a et 5b):

- les **paramètres de la qualité de l'eau** ( $[\text{NH}_4^+]$ ,  $\text{P-PO}_4^{3-}$ ,  $\text{N-NO}_2^-$ ,  $\text{N-NO}_3^-$ , température),
- les **paramètres de la trophie du sédiment** (P extractible, P total),
- les **caractéristiques physico-chimiques et texturales** du **sédiment** (% de limon-argile-sable, % de  $\text{CaCO}_3$ ),

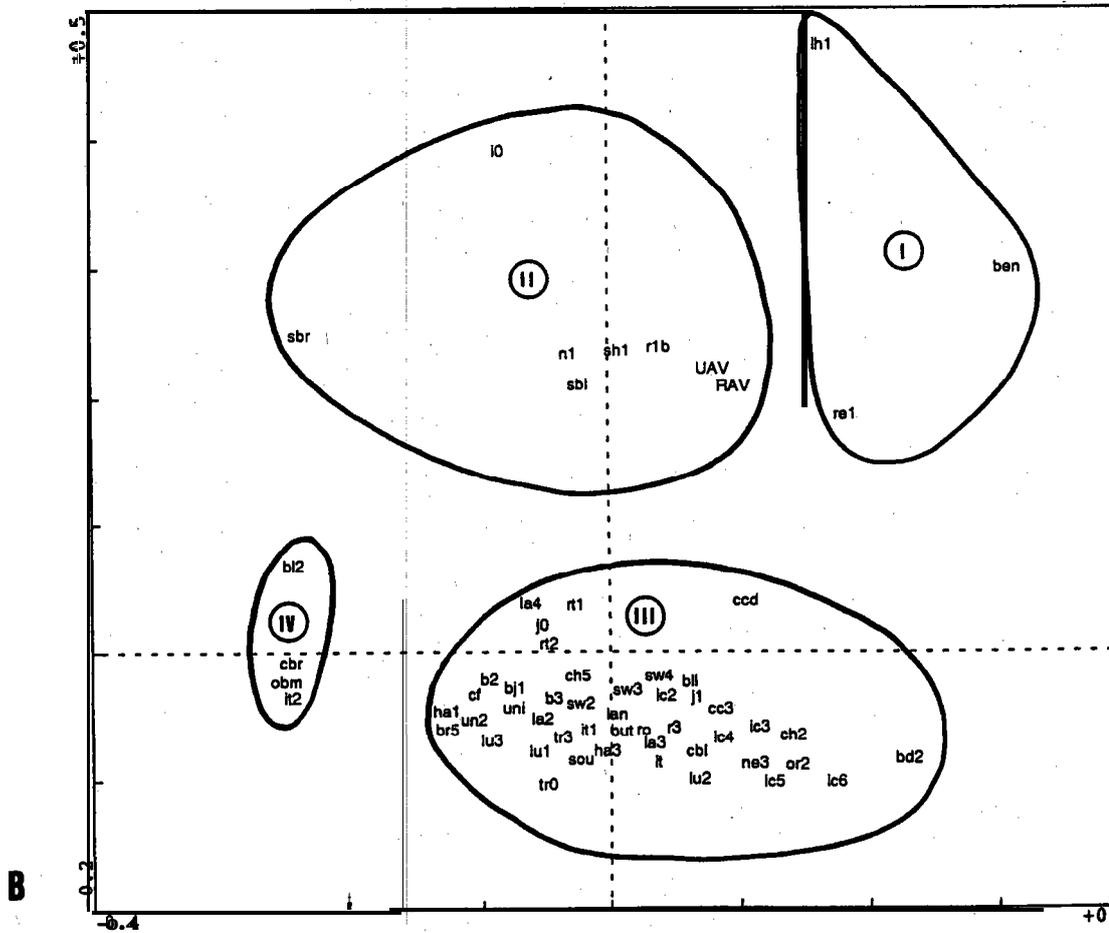
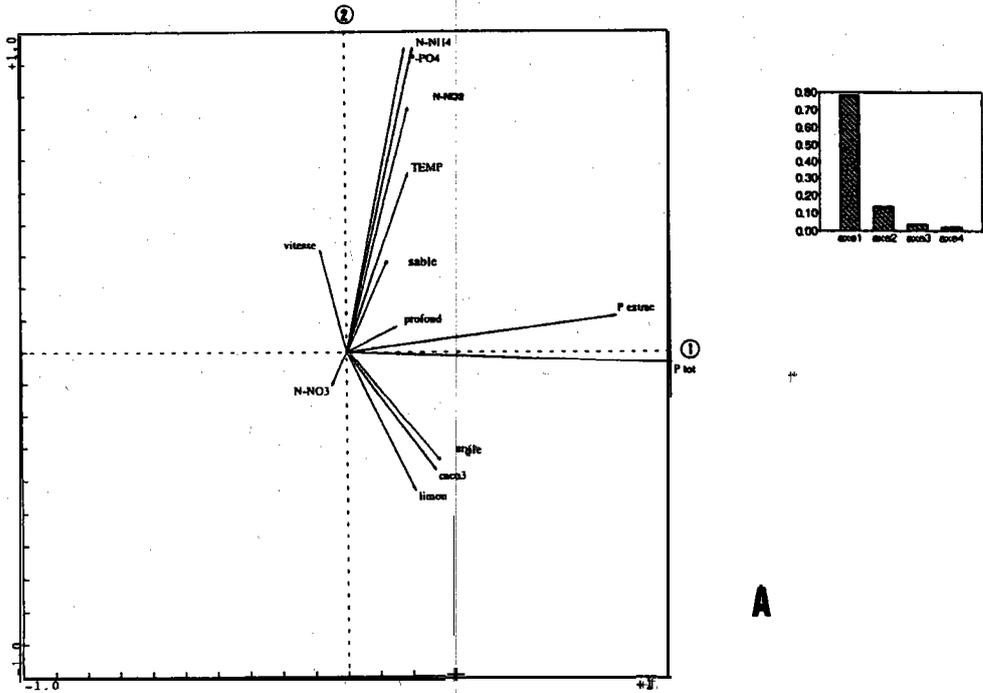


Fig5: Analyse en Composantes Principales (ACP-CANOCO) (tous sites-tous paramètres)  
 A) Cercle des corrélations  
 B) Carte factorielle des sites

- les **paramètres morphométriques** (vitesse du courant et **profondeur**).

Nous remarquons de **manière** assez **inattendue** une absence de **corrélation** entre la charge **phosphatée du sédiment** et celle du **w m p a r t i m e n t a q u e u x . . . p .**

La figure **5b** nous **révèle** l'existence de 4 familles de sites qui se **différencient** essentiellement par le niveau trophique de l'eau et du **sédiment** mais aussi par la texture du Aiment: :

I: ce groupe concerne des sites ellans hypertrophes, dont les **sédiments** sableux et **décarbonatés** sont riches en phosphore (les teneurs moyennes annuelles en P total et P extractible **excédant** respectivement **1000** et **80  $\mu\text{gP}\cdot\text{g}^{-1}$** )

II: il s'agit ici **également** de sites ellans **hypertrophes** mais dont le **sédiment** graveleux ou sableux et **décarbonaté présente** de plus faibles teneurs en P total et P extractible (teneurs respectivement **inférieures à 800** et **80  $\mu\text{gP}\cdot\text{g}^{-1}$** ).

III: ce **troisième** groupe **décrit** des sites **modérément** eutrophes (**difffluences** du Rhin, cours d'eau **phréatiques situés** dans la frange **rhénane**), voire même oligotrophes (sources **phréatiques** du secteur ellan ou central), dont les **sédiments argilo-limoneux à limono-sableux présentent** des **degrés** trophiques **contrastés** (P total wmpri **entre 1200** et **340  $\mu\text{gP}\cdot\text{g}^{-1}$** , P extractible compris entre **300** et **10  $\mu\text{gP}\cdot\text{g}^{-1}$** ).

**IV:** ce dernier groupe ne concerne que des sites graveleux et peu profonds, **modérément** eutrophes ou **mésotrophes** (teneurs moyennes annuelles en **P- $\text{PO}_4^{3-}$**  oscillant entre **80** et **10  $\mu\text{gP}\cdot\text{g}^{-1}$** )

## Conclusion:

Le **réseau d'échantillonnage établi à priori** sur la base de **résultats précédemment** acquis par le laboratoire ou sur la base de **connaissances** bibliographiques, s'est **révélé** être d'une grande **hétérogénéité** trophique et **morphométrique**, ce que l'on recherchait, mais d'une relative

homogénéité de la minéralisation (les sites peu minéralisés seront écartés des analyses présentées plus loin). Nous disposons grâce à ce réseau d'échantillonnage d'une vaste gamme naturelle en ce qui concerne la charge phosphatée, tant au niveau du compartiment aqueux qu'au niveau du compartiment sédiment, sans pour autant que la trophie du sédiment et celle de l'eau ne soient corrélées. Si nous savions que le secteur central de la plaine d'Alsace pouvait être considéré, au regard de la trophie du compartiment aqueux, comme un modèle hydroécologique naturel, en revanche, nous ne disposons pas à ce jour d'informations suffisantes sur le degré trophique des sédiments. Nous montrons désormais que ce postulat peut être élargi à la trophie et aux caractéristiques texturales du sédiment.

Le réseau d'échantillonnage se comporte donc comme un laboratoire naturel de recherche, présentant une large couverture trophique de l'eau et du sédiment, ce qui va nous permettre de tester l'influence du phosphore du sédiment et du compartiment aqueux sur la répartition de la végétation aquatique.

### III. LE ROLE DU PHOSPHORE DANS LE DETERMINISME DE LA VEGETATION AQUATIQUE.

#### III.1. Au niveau de l'espèce

Une trentaine d'espèces aquatiques, dont 4 hydrophytes flottantes (*Lemna minor*, *Lemna minuscula*, *Lemna gibba*, *Azolla fillicauloïdes*) ont été recensées sur l'ensemble du secteur d'étude.

Une première analyse canonique des correspondances (ACC-CANOCO) a été réalisée sur l'ensemble des espèces recensées (le critère retenu étant l'abondance-dominance estimée par le coefficient de Braun-Blanquet) et sur la plupart des paramètres trophiques et morphométriques

(Fig 6a et 6b). Elle nous permettra d'étayer ou d'approfondir les connaissances sur l'auto-écologie des espèces dans la plaine ello-rhénanne. Cette analyse a été complétée par deux autres ACC, la première ne tenant compte que des paramètres de la trophie seule (eau + sédiment), et l'autre n'intégrant que les caractéristiques morphométriques et texturales.

### III.1.1 Auto-écologie des espèces

L'analyse canonique des correspondances dont les résultats sont exposés dans les figures 6a et 6b révèle une ordination prioritaire des espèces selon le premier axe corrélié d'une part aux paramètres de la trophie ( $\text{BiplotScore}(\text{P-PO}_4^{3-}) = 0,6304$ ;  $\text{BS}(\text{N-NH}_4^+) = 0,5983$ ;  $\text{BS}(\text{N-NO}_2^-) = 0,46105$ ) et d'autre part à la température ( $\text{BS} = 0,8399$ ). Dans ce dernier cas, il s'agit probablement d'un artefact "régional", lié à l'étroite corrélation qui existe dans notre secteur d'étude, entre le degré trophique des cours d'eau et la température. En effet, en raison du fonctionnement hydro-écologique particulier du réseau hydrographique de la plaine alsacienne, les secteurs oligotrophes sont représentés par des résurgences phréatiques froides (température quasi constante et comprise entre 11 et 13 °C environ), tandis que les secteurs eutrophisés sont représentés par les portions aval de ces cours d'eau ou par les eaux de l'Ille ou du Rhin, soumises aux variations de la température de l'air.

Notons la place prépondérante des phosphates de l'eau qui contribuent autant à la dispersion des espèces sur le premier axe ( $\text{BS}(\text{P-PO}_4^{3-}) = 0,6304$ ) que sur le second ( $\text{BS}(\text{P-PO}_4^{3-}) = 0,7353$ ).

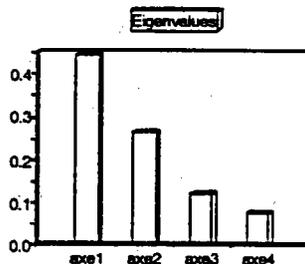
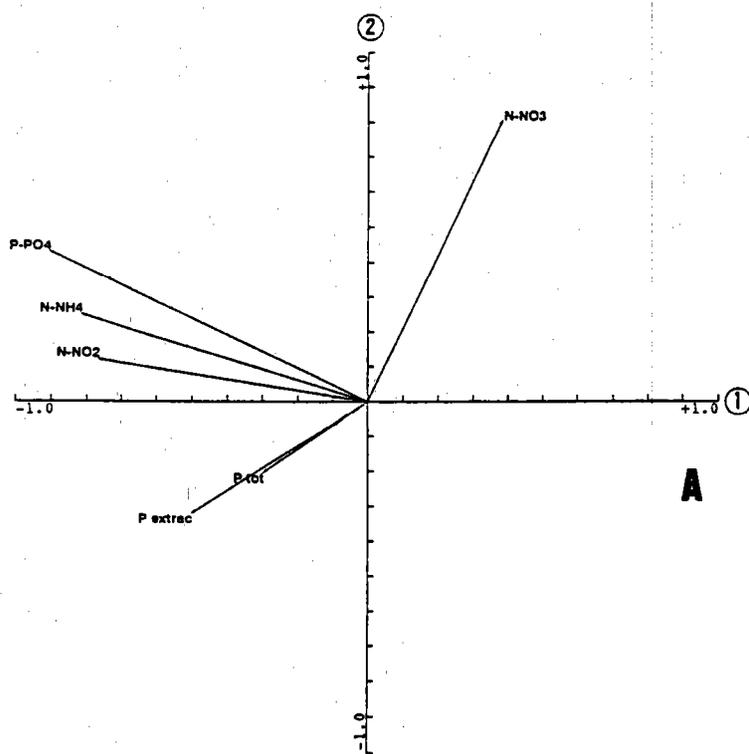
La dispersion des espèces se fait ensuite selon le pourcentage de  $\text{CaCO}_3$  dans le sédiment ( $\text{BS}(\text{CaCO}_3) = -0,5784$  sur le deuxième axe), puis enfin selon les caractéristiques trophiques et texturales du sédiment.



### III.1.2 Répartition des espèces en fonction du niveau trophique.

L'analyse canonique des **correspondances (Canoco)** réalisée sur la base **des données** trophiques du compartiment aqueux et du compartiment **sédiment révèle** 4 groupements de plantes aquatiques, **ordonnés prioritairement selon la trophie** de l'eau ( $BS(P-PO_4^{3-}) = -0,08913$ ,  $BS(N-NH_4^+) = -0,8049$ ,  $BS(N-NO_2^-) = 0,7559$ ) et secondairement selon la trophie du sédiment (Fig 7a et 7b). L'importance du **paramètre** nitrate sur le **deuxième** axe **relève** ici aussi d'un **artéfact régional**. *En effet*, les rivières aquatiques les plus *pures* (*secteurs à Potamogeton coloratus*) sont majoritairement **localisés** dans le secteur central de la nappe **phréatique**, secteur **caractérisé** comme nous l'avons vu **précédemment**, par de fortes teneurs en nitrates. Inversement, les cours d'eau **phréatiques mésotrophes situés** dans la frange **rhénane** et **caractérisés** par l'absence de *Potamogeton coloratus* se distinguent par les plus faibles teneurs en nitrates de tout le secteur **d'étude** (Carbiener *et al.* 1988).

Le premier groupement de plantes concerne trois **espèces** strictement **inféodées** aux secteurs oligotrophes, quasiment exempts de toute contamination ammoniacale et **phosphatée**. 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 et Kapp 1981). La **présence** de cette **espèce** dans les tronçons **mésio-oligotrophes** des **rivières phréatiques** permet d'ailleurs de localiser **très précisément** les apports **infra-aquatiques** d'eau **phréatique** (Tremolieres *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** teste strictement **inféodée** aux secteurs **caractérisés** par des teneurs moyennes **annuelles** en  $P-PO_4^{3-}$  **inférieures** à  $10 \mu g \cdot l^{-1}$  (Fig 8).



Liste des abréviations et signification:

- |         |   |
|---------|---|
| Bat     | <i>Batrachospernum moniliforme</i>        |
| pot ad  | <i>Potamogeton adpressus</i>              |
| ch his  | <i>Chara hispida</i>                      |
| Ber     | <i>Berula arvensis</i>                    |
| ch vul  | <i>Chara vulgaris</i>                     |
| Spa     | <i>Sparganium sp.</i>                     |
| Lem tri | <i>Lemna trisulca</i>                     |
| Elan    | <i>Elodea canadensis</i>                  |
| Cal ob  | <i>Callitriche obtusangula</i>            |
| Pot fri | <i>Potamogeton friesii</i>                |
| Nas of  | <i>Najas officinale</i>                   |
| Nu lu   | <i>Najas lutea</i>                        |
| Ran tri | <i>Ranunculus trichophyllus</i>           |
| Myr ve  | <i>Myriophyllum verticillatum</i>         |
| Font    | <i>Fontinalis antipyretica</i>            |
| Pot cri | <i>Potamogeton crispus</i>                |
| Pot den | <i>Potamogeton densus</i>                 |
| Zan     | <i>Zannichellia palustris</i>             |
| Pot per | <i>Potamogeton perfoliatus</i>            |
| Oen     | <i>Oenanthe fluviatilis</i>               |
| Pot lu  | <i>Potamogeton lucens</i>                 |
| Pot pec | <i>Potamogeton pectinatus</i>             |
| Myrapi  | <i>Myriophyllum spicatum</i>              |
| Cer dem | <i>Ceratophyllum demersum</i>             |
| Pot oit | <i>Potamogeton oitavensis</i>             |
| El nut  | <i>Elodea nuttallii</i>                   |
| Lem     | <i>Lemna minor + Spirostela pycnantha</i> |
| Spa em  | <i>Sparganium emersum</i>                 |
| Pot nod | <i>Potamogeton nodosus</i>                |

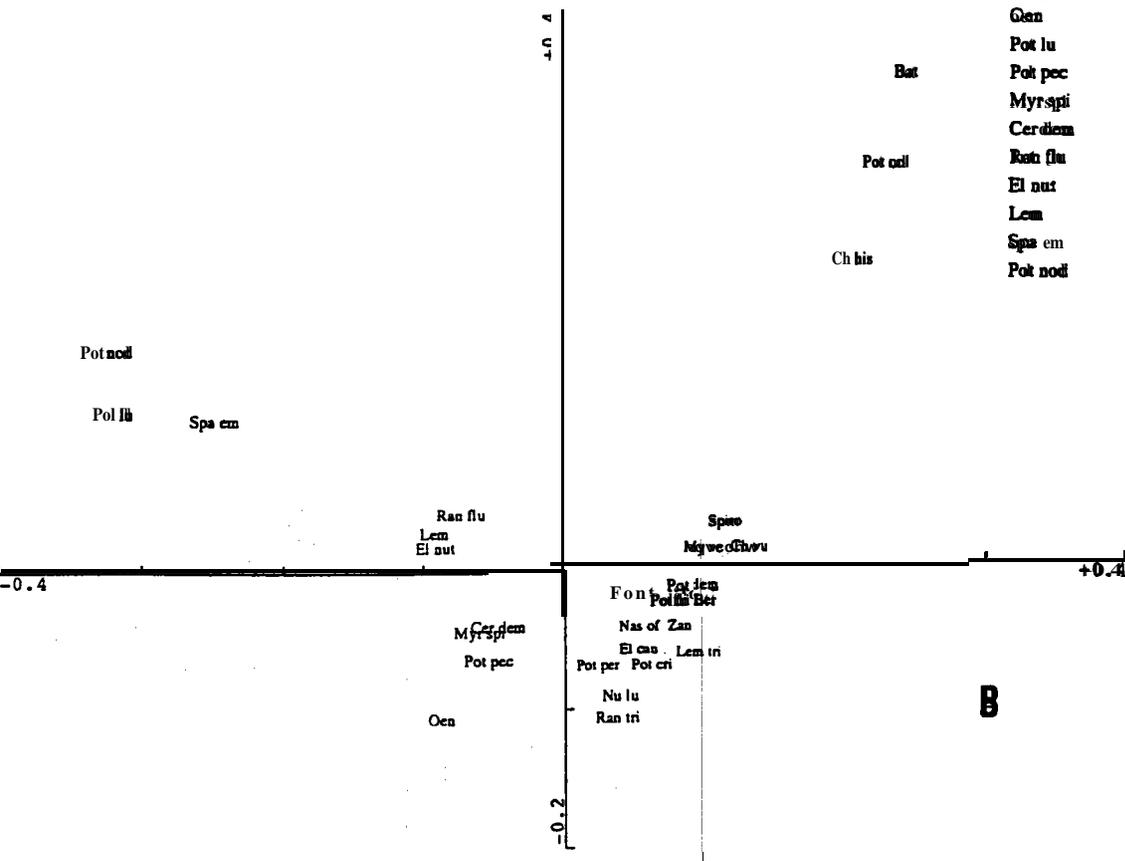


Fig 7: Analyse Canonique des Correspondances (ACC-CANOCO) (espèces vég. - paramètres de la trophie)

A) Cercle de corrélations  
 B) Carte de dispersion des espèces végétales

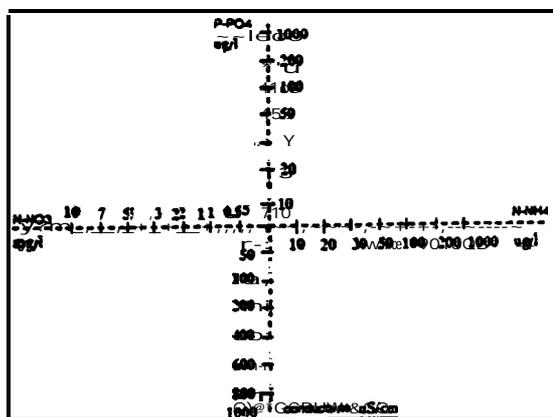
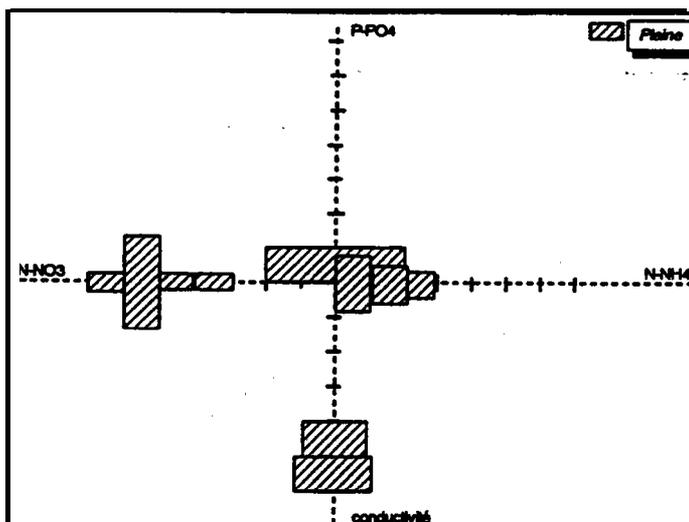


Fig 8 . : Profils écologiques de *Potamogeton colonatus* pour les 4 paramètres physico-chimiques P- $\text{PO}_4^{3-}$ , N- $\text{NH}_4^+$ , N- $\text{NO}_3^-$ , Conductivité

Rq: Les surfaces représentées sont proportionnelles aux fréquences relatives (% du nombre de stations contenant l'espèce dont la moyenne annuelle du paramètre considéré est comprise dans la classe).

Une étude comparative de la **répartition** du *Potamogeton coloratus* en 1995 et 1980 met en **évidence** le net recul de cette **espèce** (Fig 9). Si elle occupait au moins 35 km linéaire (soit le lit d'une douzaine de **rivières phréatiques**) en **1965** on-ne la rencontrait plus en **1980** et 1992, que dans 3-4 rivières **phréatiques** et dans **quelques fossés** de drainage du Ried noir, soit quelques km **linéaires** au total (Eglin *et al.* 1993).

Le second groupement concerne des plantes dont le spectre trophique est plus étendu mais qui se **développent préférentiellement** dans les milieux **mésotrophes** ou **modérément** eutrophes, *Berula erecta*, *Callitriche obtusangula* (Fig 10 a et b). Un certain nombre d'entre elles (*Potamogeton densus*= *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-rénane** 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*: Fig 11a et b) même si certaines d'entre elles sont apparaissent **déjà** dans des secteurs **mésotrophes** (*Elodea nuttallii*, *Potamogeton pectinatus*, Fig 12a et b).

Notons ici les **sensibilités** trophiques **différentes** de deux **espèces d'Elodées**: *Elodea canadensis* et *Elodea nuttallii*. Cette **dernière présente** une amplitude trophique plus étendue que *E. canadensis* et semble plus **compétitive** dans les secteurs eutrophes, voire **même** hypertrophes où les teneurs en phosphore des phosphates **excèdent** **400  $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$** . *Elodea canadensis*, apparemment moins **compétitive**, reste pour sa part **inféodée** à des eaux claires, **mésotrophes** ou **modérément** eutrophes. Son optimum d'apparition correspond à des **teneurs en P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> inférieures à 30  $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$** .

Le quatrième groupement concerne trois **espèces**, *Potamogeton nodosus*, *Potamogeton lucens*,



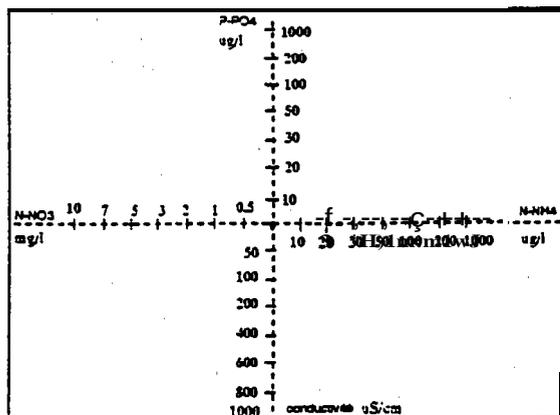
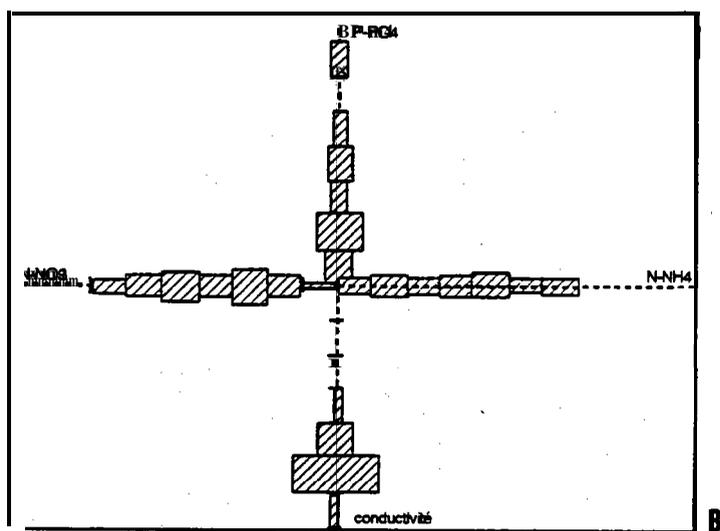
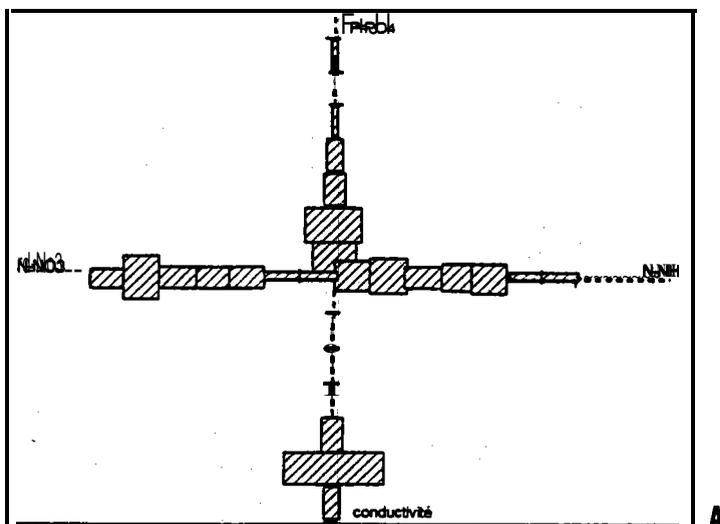
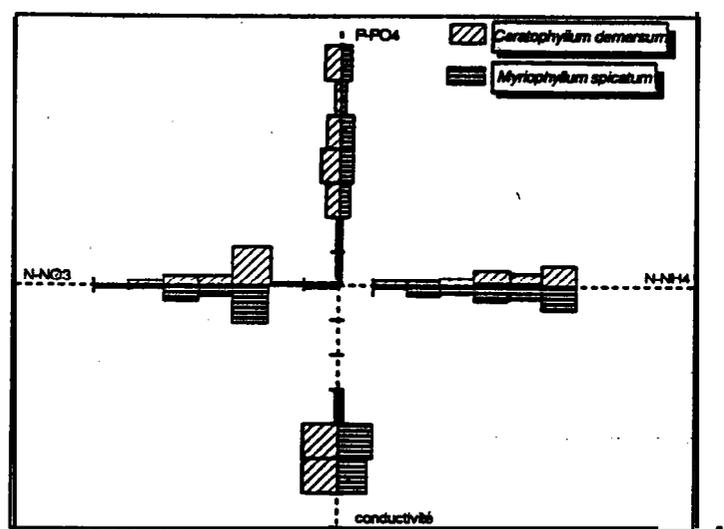
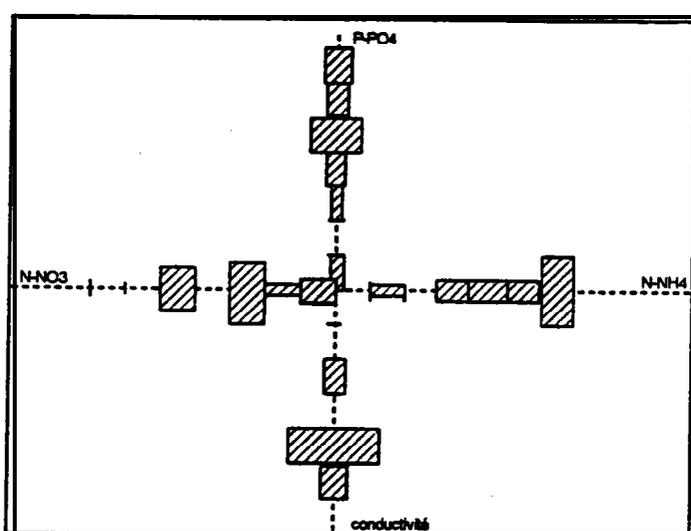


Fig 10 : Spectre écologique de A) *Berula erecta*, B) *Callitriche obtusangula* pour les 4 paramètres physico-chimiques P-PO4, N-NH4, N-NO3, Conductivité. Les surfaces représentées sont proportionnelles aux fréquences relatives (% du nombre de stations contenant l'espèce dont la moyenne annuelle du paramètre considéré est compris dans la classe).



A



B

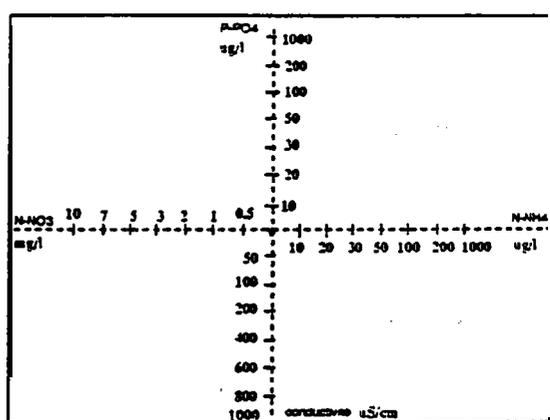


Fig 11 : Spectre écologique de A) *Ceratophyllum demersum* et *Myriophyllum spicatum*, B) *Ranunculus fluitans* par les 4 paramètres physico-chimiques P-PO<sub>4</sub>, N-NH<sub>4</sub>, N-NO<sub>3</sub>, Conductivité. Les surfaces représentées sont proportionnelles aux fréquences relatives (% du nombre de stations contenant l'espèce dont la moyenne annuelle du paramètre considéré est compris dans la classe).

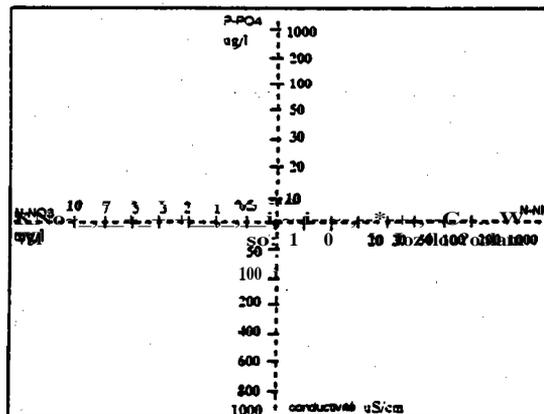
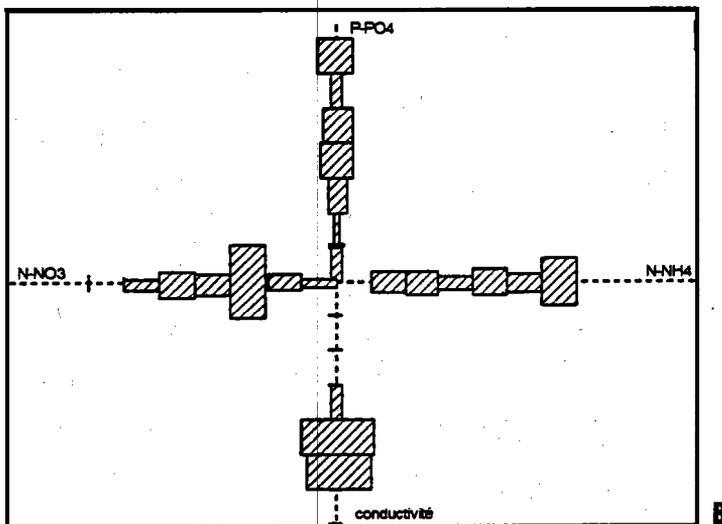
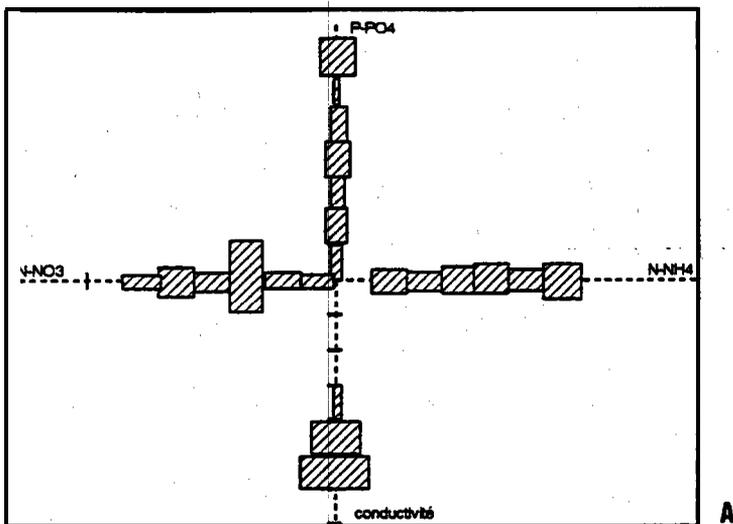
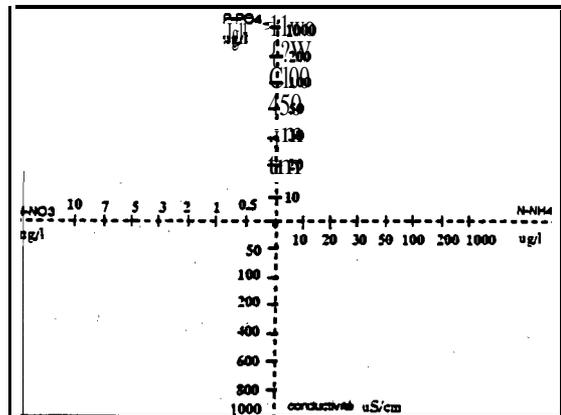
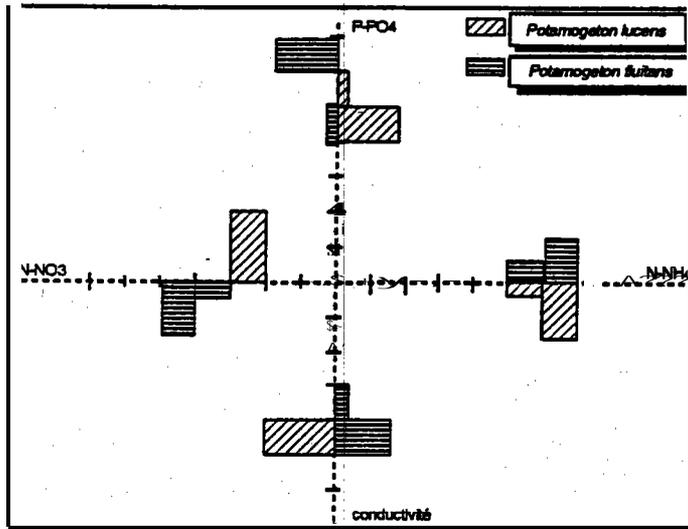


Fig 12 : Spectre **écologique** de A) *Elodea nuttallii*, B) *Potamogeton pectinatus* pour les 4 paramètres physico-chimiques **P-PO4**, **N-NH4**, **N-NO3**, **Conductivité**. Les surfaces représentées sont proportionnelles aux **fréquences relatives** (% du nombre de stations contenant l'espèce dont la **moyenne** annuelle du **paramètre** considéré est compris dans la **classe**).

et *Sparganium emersum*, strictement **inféodées** aux secteurs eutrophes. En effet, ces **espèces** sont bien **représentées** même au **déjà** de 300, voire **même 500  $\mu\text{g P-PO}_4^{3-}\cdot\text{l}^{-1}$**  (Fig 13).

*Potamogeton nodosus* et *Potamogeton lucens* se **comportent comme deux espèces** vicariantes, c'est à dire qu'elles **présentent la même sensibilité** trophique mais se **répartissent** dans des **secteurs géographiques différents**. Ces deux **espèces** s'excluent donc mutuellement, testant strictement **inféodées**, respectivement au secteur ellan d'une part et au secteur **rhénan** d'autre part. Ces deux potamots à large feuilles se **développent** dans des milieux eutrophes, voire hypertrophes ou les teneurs en **P- $\text{PO}_4^{3-}$  excèdent 200  $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$** , et supportent une pollution organique moyenne (Zone B **mésosaprobe**) (Casper & Krausch 1980, Konold 1987, **Kahnt et al** 1989, **Schütz** 1992).

La **sensibilité** de ces deux **espèces** vis à vis de l'azote **ammoniacal** ainsi que de la **conductivité** et de la **dureté** de l'eau est sensiblement identique. **Inversement**, leur **sensibilité** vis à vis des phosphates et de l'azote nitrique **présente des différences** significatives. *P. lucens* semble moins **tolérant** aux **excès** de phosphates et reste **inféodé** dans notre secteur **d'étude à des eaux présentant** moins de 200  $\mu\text{g P-PO}_4^{3-}\cdot\text{l}^{-1}$  (*P. lucens* ne se **développe** pas dans les portions **hypertrophes** du Vieux-Rhin), tandis que la **majorité** des sites recelant *P. nodosus* **présentent** des teneurs **supérieures**. L'influence des teneurs en **azote** nitrique sur la **répartition** de ces deux potamots **relèverait** soit d'une **sensibilité différente** vis à vis des nitrates, soit d'un **artéfact "régional"**, **déjà** signalé par Carbiener *et al* 1990. En effet, comme nous l'avons vu plus haut, l'ensemble des cours d'eau **situés** dans le secteur ellan **présente des** teneurs en **azote** nitrique **supérieures à 2  $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$** . Par **ailleurs**, ces deux **espèces** sont **présentes** ensemble, dans les secteurs eutrophes **situés** en aval de Strasbourg, secteurs correspondant à des **zones** de confluence entre le Rhin et l'Ill (ou d'autres cours d'eau vosgien). L'importance de la texture du **sédiment**, ainsi que le **rôle** des **paramètres hydrologiques**, tels que la vitesse du courant ou la profondeur restent à **déterminer**. En effet, il **est précisé** dans la **littérature**, que *Potamogeton lucens* **définit**



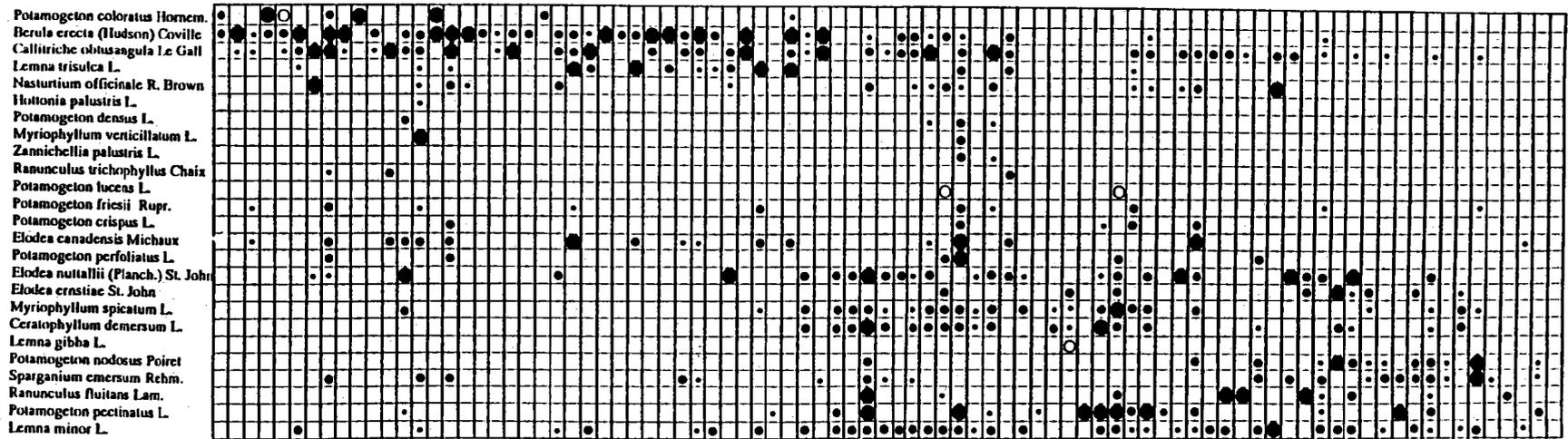
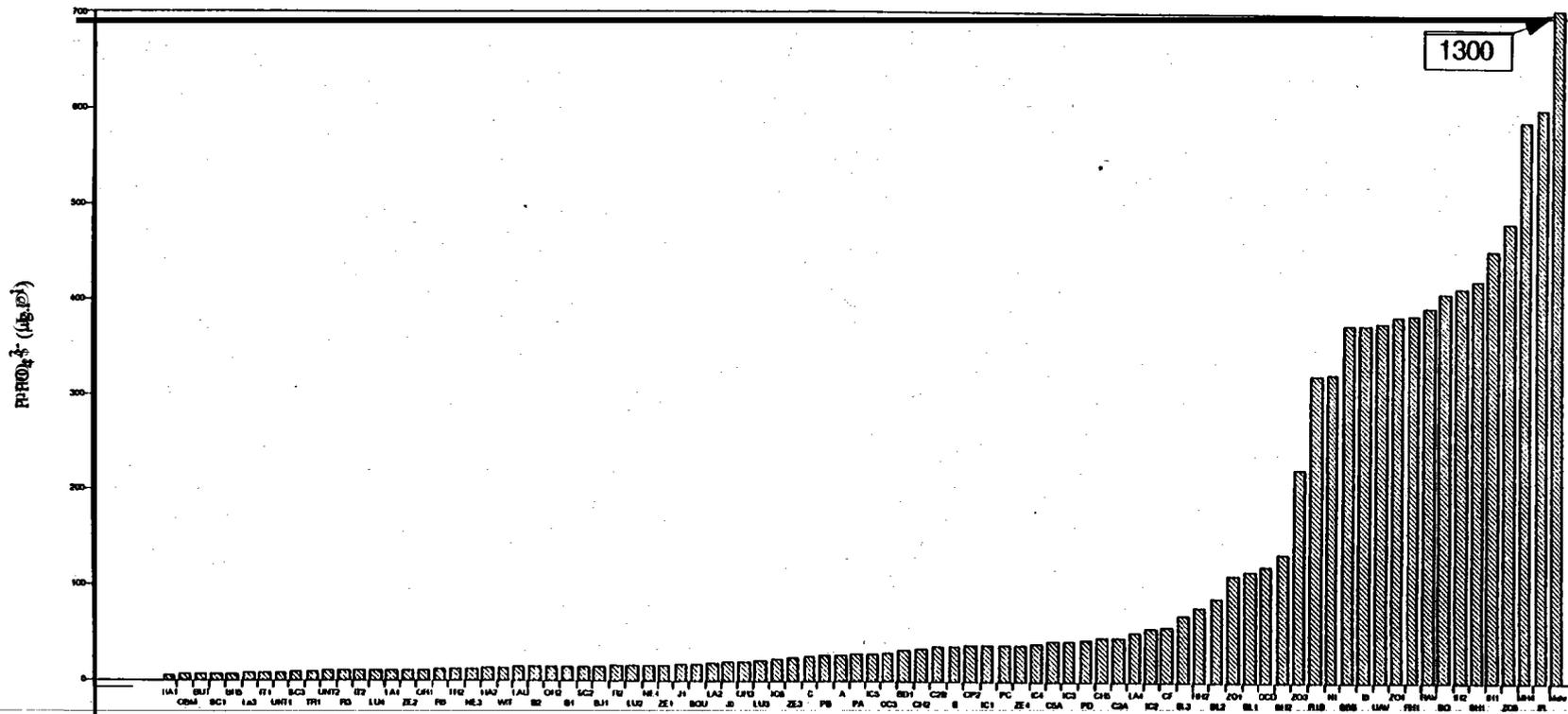
**Fig 13** : Spectre écologique de Potamogeton lucens et Potamogeton nodosus (=Potamogeton fluitans) pour les 4 paramètres physico-chimiques P-PO4, N-NH4, N-NO3, Conductivité. Les surfaces représentées sont proportionnelles aux fréquences relatives (% du nombre de stations contenant l'espèce dont la moyenne annuelle du paramètre considéré est compris dans la classe).

l'association du *Potamogeton lucensis* inféodé aux eaux calmes, tandis que *Potamogeton nodosus* appartient au *Ranunculetum fluitantis* d'eau courante (*Potamogeton nodosus* n'étant d'ailleurs pas systématiquement présent) (Oberdorfer 1977).

Les principaux résultats exposés ici, concernant la répartition des macrophytes aquatiques en fonction de la concentration en phosphore des phosphates dans le compartiment aqueux sont résumés sur la figure 14 et le tableau III.

### III.1.3 Influence des paramètres morphométriques et texturaux.

La dispersion des espèces aquatiques en fonction de paramètres "non trophiques" s'exprime de manière peu contrastée (Fig 15a et b). Néanmoins, elle se réalise prioritairement selon les teneurs en  $\text{CaCO}_3$  du sédiment ( $\text{BS}(\text{1er axe})=0,7963$ ) et la vitesse ( $\text{BS}(\text{1er axe})=0,6534$ ), puis secondairement selon les teneurs en limon ( $\text{BS}(\text{2nd axe})=0,6737$ ). Aucune influence significative de la profondeur, de la teneur en argile et de la teneur en sable n'a pu être mise en évidence. Si la majorité des espèces ne présente pas d'affinité particulière vis-à-vis de ces paramètres (espèces représentées à proximité de l'intersection des axes factoriels comme les *Lemnaeae* flottantes, *Callitriche obtusangula*, *Elodea nuttallii*, *Elodea canadensis*, Fig 15 b) on distingue néanmoins certaines sensibilités, dont certaines sont bien connues des naturalistes. Ainsi *Ranunculus fluitans* espèce rhéophile, croissant dans des milieux où la vitesse du courant peut atteindre  $1,4 \text{ m.s}^{-1}$ , s'oppose à *Nuphar lutea*, *Lemna trisulca*, *Potamogeton coloratus*, espèces habituellement présentes dans les milieux plus calmes. Par ailleurs, *Potamogeton lucens*, *Oehlinthe fluviatile* et *Potamogeton perfoliatus* bien représentés sur sédiments riches en  $\text{CaCO}_3$  (teneurs supérieures à 15 %) s'opposent à *Potamogeton nodosus* et *Sparganium emersum*, qui colonisent exclusivement ou préférentiellement les secteurs ellans décarbonatés (teneurs en  $\text{CaCO}_3$  inférieures à 5%).



Coef. abondance dominance (Braun-Blanquet)

- <1
- 1 à 3
- 4 à 5
- absent en 1993, mais présent 1991

Fig 14: Relation de macrophytes aquatiques en fonction de la concentration en phosphore dans le compartiment aqueux.

Nombre de relevés contenant l'espèce

1-2  
 3-5  
 6-9  
 10 et +

Taxons espèces	Nombre de relevés contenant l'espèce										
	0-10	10-20	20-30	30-50	50-70	70-100	100-200	200-300	300-400	400-500	+500
<i>Potamogeton pectinatus</i>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
<i>Potamogeton perfoliatus</i>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
<i>Potamogeton friesii</i>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
<i>Potamogeton densus</i>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
<i>Potamogeton crispus</i>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
<i>Potamogeton fluitans</i>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
<i>Potamogeton lucens</i>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
<i>Potamogeton coloratus</i>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
<i>Sparganium emersum</i>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
<i>Ceratophyllum demersum</i>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
<i>Myriophyllum spicatum</i>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
<i>Myriophyllum verticillatum</i>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
<i>Ranunculus fluitans</i>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
<i>Ranunculus trichophyllus</i>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
<i>Hottonia palustris</i>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
<i>Zannichellia palustris</i>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
<i>Elodea nuttallii</i>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
<i>Elodea nuttallii fo ernstae</i>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
<i>Elodea canadensis</i>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
<i>Berula erecta</i>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
<i>Callitriche obtusangula</i>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
<i>Nasturtium officinale</i>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
<i>Lemna gibba</i>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
<i>Lemna minor</i>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
<i>Lemna trisulca</i>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

Tableau III: Fréquence d'apparition des principaux macrophytes aquatiques

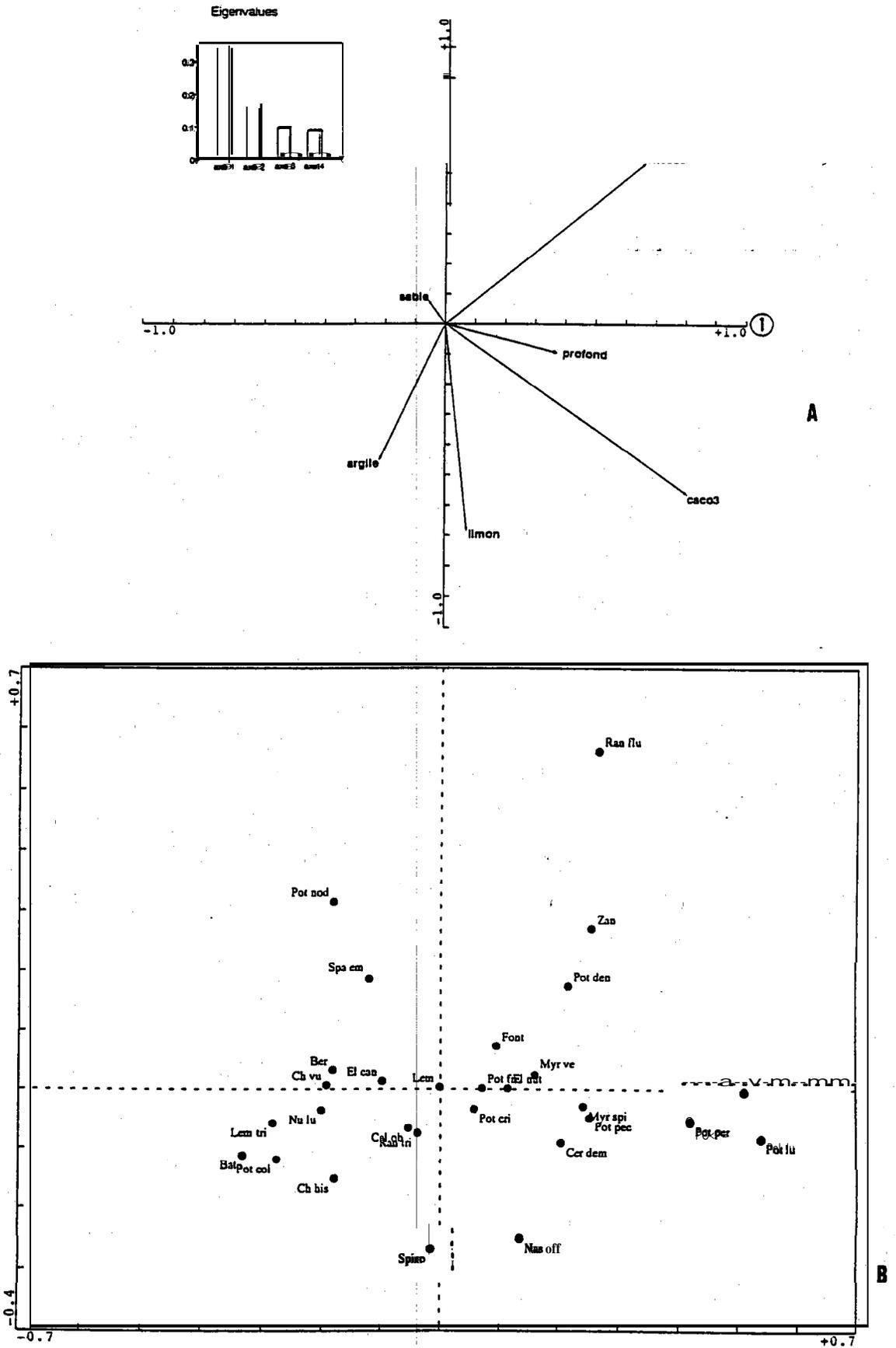


Fig 15: Analyse Canonique des Correspondances (ACC-CANOCO) (esp. vég. - paramètres physico-chim. du sédiment)

A) Cercle de corrélations

B) Carte de dispersion des espèces végétales

### III.1.4 conclusion.

La répartition des espèces aquatiques se réalise prioritairement selon les paramètres de la trophie, et plus particulièrement en fonction de la charge phosphatée de la phase aqueuse. Nous remarquons plus particulièrement l'existence de deux seuils trophiques: 10 et 30-40  $\mu\text{g P-PO}_4^{3-} \cdot \text{l}^{-1}$  (moyennes annuelles). Le premier seuil représente la limite supérieure de tolérance de *Potamogeton colonatus*, tandis que le deuxième correspond à une diversité spécifique végétale maximale. La charge phosphatée du sédiment ainsi que les paramètres morphométriques et texturaux n'interviennent que secondairement, voire même de manière non significative.

Il est remarquable de constater que l'influence de la charge phosphatée de la phase aqueuse se manifeste également dans des milieux de géochimie différente. Ainsi, dans le système d'eau courante des Vosges du Nord, système de géochimie plus acide (pH compris en 5 et 7 et conductivité inférieure à 110  $\mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$ ), mais dont l'amplitude trophique est équivalente à celle de la plaine ello-rhénane, il a été montré qu'après la minéralisation (exprimée par la conductivité et la densité), la répartition des espèces se faisait également en fonction du degré d'eutrophisation (Fig 16a et b) (Robach *et al* 1995).

## III.2 A l'échelle des communautés végétales.

### III.2.1. Les communautés végétales en tant qu'outil de diagnostic de la qualité de l'eau: principe de la bioindication.

Certains auteurs ont montré que la répartition des plantes aquatiques ainsi que la diversité floristique sont étroitement corrélées aux paramètres physico-chimiques de l'eau, (Kohler 1975; Wiegleb, 1981; Lachavaune 1985; Klosowski 1985; Pip 1987; Klosowski & Tomaszewicz 1989; Husak *et al.* 1989). D'autres auteurs ont souligné l'importance des caractéristiques

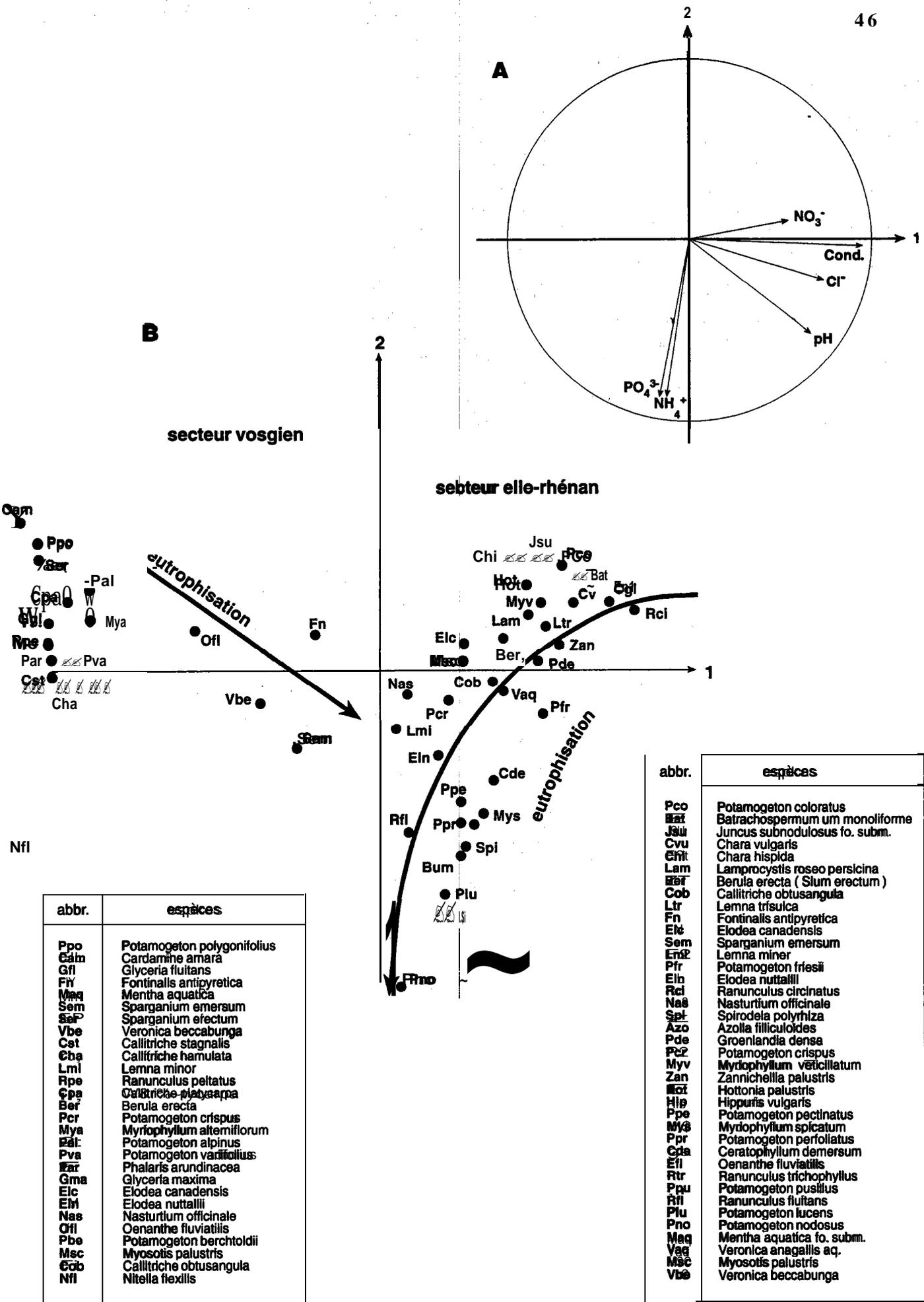


Fig. 16 Analyse en Canonique des correspondances (ACC-SPAD) (esp. vég. - paramètres trophique de l'eau )  
 Comparaison entre le secteur vosgien et le secteur illo-rhénan  
 A cercle de corrélations  
 B Carte de dispersion des espèces végétales

**mésologiques** et **morphométriques** des **cours** d'eau, tels la vitesse du courant et la profondeur (Haslam 1978, 1982; Castella & Amoros 1986; Royle & Ring 1991; Haury & Peltre 1991; Haury 1994; Dutant 1994). Dans les **hydrosystèmes lénitiques**, il a notamment **été monté** que la profondeur, la **turbidité** et la nature du substrat sont des facteurs susceptibles d'influencer la composition des **communautés végétales** (Nichols 1992, 1994).

Comme nous l'avons **déjà** vu plus haut, dans le domaine des relations "plantes aquatiques d'eau courantes, qualité de l'eau" les travaux de **l'équipe** de Kohler (Kohler 1971, 1975, 1982, Karnt et al 1989, 1990, Schütz 1992, 1993...) et de celle de Carbiener (Carbiener & Ortscheit 1987, Carbiener et al 1990, Robach et al 1991, 1995, Trémolières et al 1993, Eglin et al 1993), ont **dégagé** une relation **privilegiée** entre le niveau trophique (phosphore des phosphates en particulier) et la **composition végétale** ce qui **donné** lieu, dans la plaine **alluviale ello-rhéane**, à **l'élaboration** d'une **échelle** de bioindication par la **végétation** aquatique, du **degré** d'eutrophisation des cours d'eau phréatiques oligosaprobies. Chacun des **échelons** qui composent cette échelle de bioindication correspond à une **communauté végétale**, elle-même strictement **inféodée** à une certaine gamme trophique. 5 groupements **végétaux représentés** par les lettres A, B, C, D, E, plus un groupement **intermédiaire** (CD) avaient **été jusqu'à présent individualisés**, dans le domaine **particulièrement homogène** des rivières **oligosaprobies** (pollution organique faible ou nulle) **alimentées** par la nappe **phréatique** (Carbiener & Ortscheit 1987; Carbiener et al, 1990; Trémolières et al, 1993) (Tableau IV).

Un objectif de ce rapport est de montrer que le principe de bioindication de la **qualité de** l'eau par les **communautés végétales** aquatique peut **être étendu** aux cours d'eau eutrophes-hypertrophes et **mésosaprobies** (pollution organique moyenne) (Robach et al. 1991, Robach et al. 1995). Deux autres **communautés végétales décrivant** les zones eutrophes, voire même hypertrophes, ont **été identifiées**. Cependant, la composition floristique de **ces communautés** **dépend** de leur localisation en zone **d'influence ellane** ou **rhéane**. La teneur en phosphore

		N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (µg.l <sup>-1</sup> )			P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (µg.l <sup>-1</sup> )		
		Mean	Std	Extreme values	Mean	Std	Extreme values
A	Potamogeton coloratus <b>Juncus subnodulosus</b> <b>Chara hispida</b>	6.5	9	0-35	8.5	8	0-45
B	<b>Berula erecta</b> (dominant) <b>Callitriche obtusangula</b> (absent)	11	17.5	0-47	7	3	0-17
C	<b>Callitriche obtusangula</b> Berula erecta	13.5	14.5	0-78	12.5	10	0-40
CD	Lemna trisulca Potamogeton <del>friesii</del> <b>Characteristic species</b> of C, abundant - <b>Characteristic species</b> of D, In a few number	11	17.5	0-80	12.5	9.5	<b>0-36</b>
D	Potamogeton <del>crispus</del> <b>Zannichellia palustris</b> Nasturtium <del>officinale</del>	34	47	0-300	32.5	21.5	<b>5-100</b>
E	Potamogeton pectinatus Ranunculus <b>fluitans</b> Oenanthe <del>fluvialis</del>	45.5	43.5	<b>2-156</b>	33	9	19-53

Tableau IV : Echelle de bioindication du niveau d'eutrophisation des cours d'eau phréatiques de la plaine d'Alsace : associations végétales et qualité d'eau (P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>)

des phosphates de l'eau reste l'**élément clé** dans le **déterminisme** de la composition floristique, même **s'il** peut **être relayé** dans certaines conditions par l'**azote** ammoniacal.

### **III.2.2. Composition floristique des communautés végétales et paramètres discriminants.**

#### **III.2.2.1. Hiérarchisation des paramètres discriminants.**

En 1994, nous avons **différencié** 7 **groupements végétaux**, (A, B, C, D, E, F, G) correspondant à sept niveaux trophiques distincts, sur la base d'une analyse phytosociologique de l'ensemble des **espèces** aquatiques **recensées** dans tout le **réseau** hydrographique **étudié** (120 sites) (Tableau V et annexes 4 et 5). Le groupe G concerne 5 sites **répartis** sur le Vieux-Rhin à hauteur de Rhiuau, et un site **situé** sur le **Schaftheu** contaminé par le Vieux-Rhin (**Robach et al.** 1991). Dans le tableau **phytosociologique** (annexe 4), ces 6 sites ont **été regroupés** sous la forme d'un **relevé** unique en raison de leur composition floristique quasi identique.

Une analyse canonique des correspondances (**ACG-CANOCO**) a **été effectuée** sur l'ensemble des **paramètres étudiés** et sur les 6 premiers groupements **végétaux** (A à F). La **communauté végétale** G n'a pas **été** prise en compte, en raison de **ses** valeurs en phosphore et en **azote** ammoniacal **très élevées**, ce qui **génère** une mise en forme graphique **déformée** qui **"écrase"** les premiers groupes" **privilegiant** ainsi les fortes teneurs du dernier groupe (ces sites correspondent à des moyennes **annuelles** en **azote** ammoniacal **supérieures à** 900  $\mu\text{g N-NH}_4^+ \cdot \text{L}^{-1}$ , annexes 3 et 4).

Cette **analyse** confirme dans une **région** de **géochimie homogène**, en ce qui concerne le **déterminisme** de la composition des **communautés végétales** aquatique, le **rôle prédominant** de la charge trophique de l'eau **décrite essentiellement** par les **concentrations** en phosphates de l'eau ( **$\text{BS}(\text{P-PO}_4^3) = 0,8$**  sur le premier axe), ainsi que par les teneurs en **azote**

Associations végétales (nombre de relevés)	A(9)	B(10)	C(15)	D(17)	E(26)	F(15)
<i>Potamogeton coloratus</i>	V					
<i>Batrachospermum moniliforme</i>	II					
<i>Juncus subnodulosus</i> fo. subm.	II	.				
<i>Chara vulgaris</i>	II					
<i>Chara hispida</i>	II		I			
<i>Lamprocyathis roseo persicina</i>	II	.		I	I	
<i>Berula erecta</i> ( <i>Sium erectum</i> )	V	I	V	V	III	I
<i>Callitriche obtusangula</i>	I		III	V	V	III
<i>Lemna trisulca</i>	.	I	III	III	II	
<i>Fontinalis antipyretica</i>		I	I	II	II	
<i>Elodea canadensis</i>			IV	III	II	I
<i>Potamogeton friscii</i>			II	II	II	II
<i>Sparganium emersum</i>			II	II	II	N
<i>Lemna minor</i>			II	III	V	V
<i>Elodea nuttallii</i>			I	II	N	IV
<i>Ranunculus circinatus</i>			I			
<i>Nasturtium officinale</i>				V	III	II
<i>Groenlandia densa</i>				II	II	
<i>Zannichellia palustris</i>	.			II	II	
<i>Spirodela polytriza</i>				I	II	IV
<i>Azolla filliculoïdes</i>				I	I	II
<i>Potamogeton crispus</i>				I I I	II	I
<i>Myriophyllum verticillatum</i>				I	I	
<i>Bottonia palustris</i>				I		
<i>Hippuris vulgaris</i>				I		
<i>Potamogeton pectinatus</i>				II	IV	IV
<i>Myriophyllum spicatum</i>				II	IV	V
<i>Potamogeton pefoliatus</i>				I	I	III
<i>Ceratophyllum demersum</i>				I	V	V
<i>Oenanthe fluviatilis</i>					I	
<i>Ranunculus trichophyllus</i>					I	
<i>Potamogeton pusillus</i>					I	
<i>Ranunculus fluitans</i>					II	III
<i>Potamogeton lucens</i>						III
<i>Potamogeton nodosus</i>						III
	mean (std)	mean (std)	mean (std)	mean (std)	mean (std)	mean (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)	724 (147)	740 (98)	657 (64)	657 (63)	506 (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-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (ug/l)	13.7 (7.3)	22.2 (13.3)	45.3 (27.3)	33.8 (31.3)	61.2 (40)	255 (107)
P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (ug/l)	7.2 (1.7)	13 (5.5)	14.9 (6.6)	29.4 (23.6)	39.9 (33)	191.5 (116)
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/l)	5.5 (1.1)	5.1 (1.5)	4.7 (2.1)	2.9 (2.5)	1.6 (1.1)	2.5 (0.9)

Tableau V: 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 %).

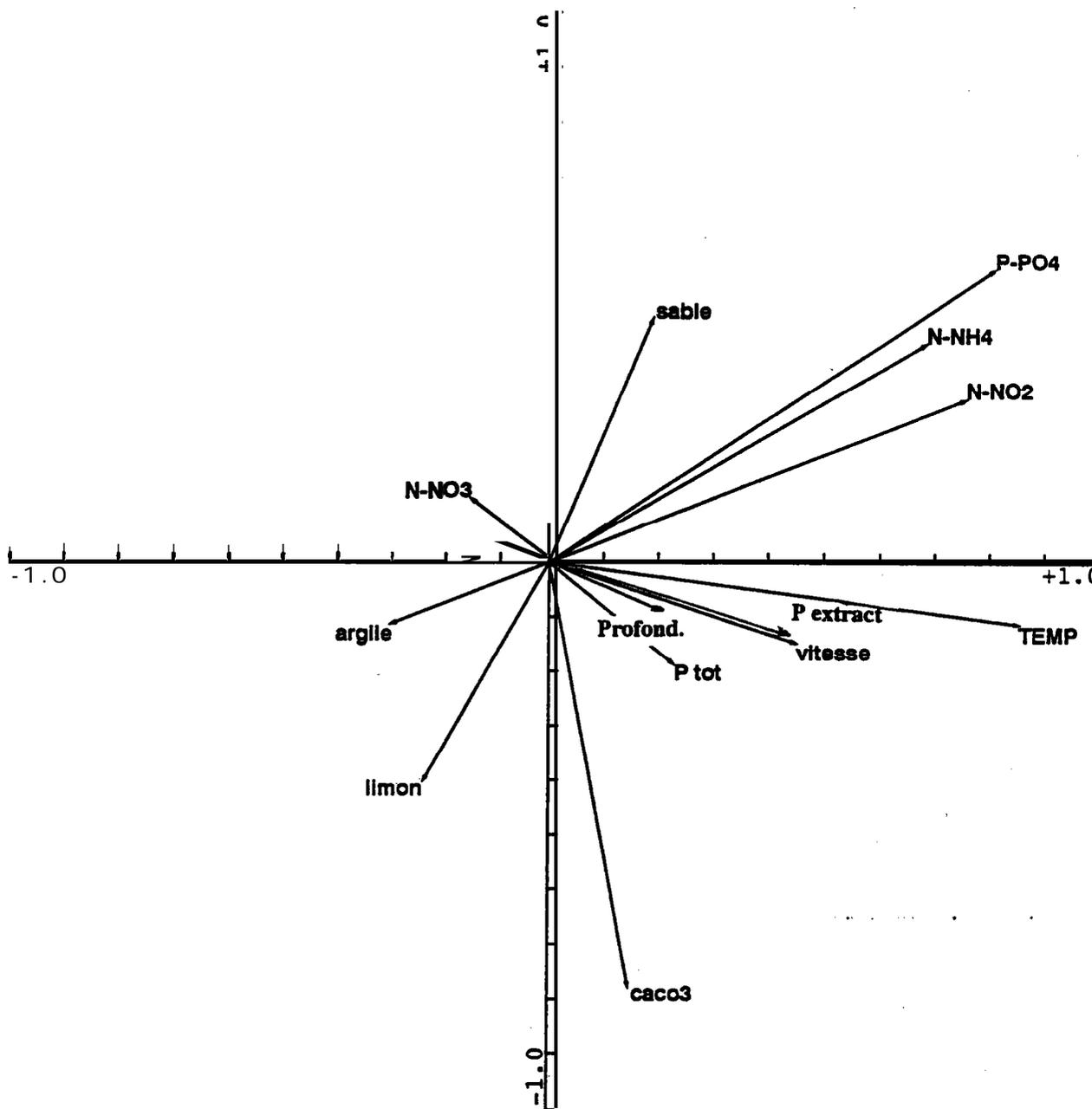


Fig 17: Analyse Canonique des Correspondances (ACC-CANOCO): associations végétales-les paramètres.  
Cercle des corrélations

ammoniacal ( $BS(N-NH_4^+) = 0,7$  sur le premier axe) et la **température** (artéfact déjà signalé plus haut) (**Fig 17**). Les teneurs en  $CaCO_3$  du **sédiment** interviennent secondairement ( $BS(CaCO_3) = 477$  sur le **deuxième** axe) tandis que la plupart des autres **paramètres** (y compris P extractible et P total du **sédiment**) n'expriment aucune influence significative.

Une analyse factorielle **discriminante (STATISTCF)** effectuée **exclusivement sur les paramètres de la trophie et de la minéralisation** de l'eau (**conductivité** et **dureté**) confirment que les sites peuvent **être classés** en 6 groupes (**A à F**) qui s'ordonnent de manière **significativement différente** (statistique de **Wilks**,  $p < 1\%$ ) selon **un gradient trophique croissant** et **un gradient décroissant de la conductivité** (fig 18 a et b). Chlorures et 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**. Le groupement suivant F (ainsi que le groupement G) correspond aux zones les plus eutrophes de notre secteur (teneurs **moyennes** annuelles en  $P-PO_4^{3-}$  respectivement 191 et 232  $\mu g.l^{-1}$ , teneurs en  $NH_4^+$  255 et 973  $\mu g.l^{-1}$ ). Il est **caractérisé** par la **présence d'éléments** du groupe E auquel s'adjoignent obligatoirement soit *Potamogeton nodosus* dans le secteur ellan, soit *Potamogeton lucens* dans la frange **rhénane**. Le groupement G est **caractérisé** par une biomasse en macrophytes aquatiques **très faible** et une richesse **spécifique extrêmement réduite**. **L'espèce caractéristique** est une petite lentille d'eau *Lemna gibba*, typique des milieux hypertrophes et tolérant même une certaine **saprobie** (Robach et *al.* 1991).

La richesse floristique ainsi que la **biomasse végétale** (estimée par les coefficients de **Braun-Blanquet**) sont maximales dans les groupes D et E, elles diminuent dans les groupes C et F,

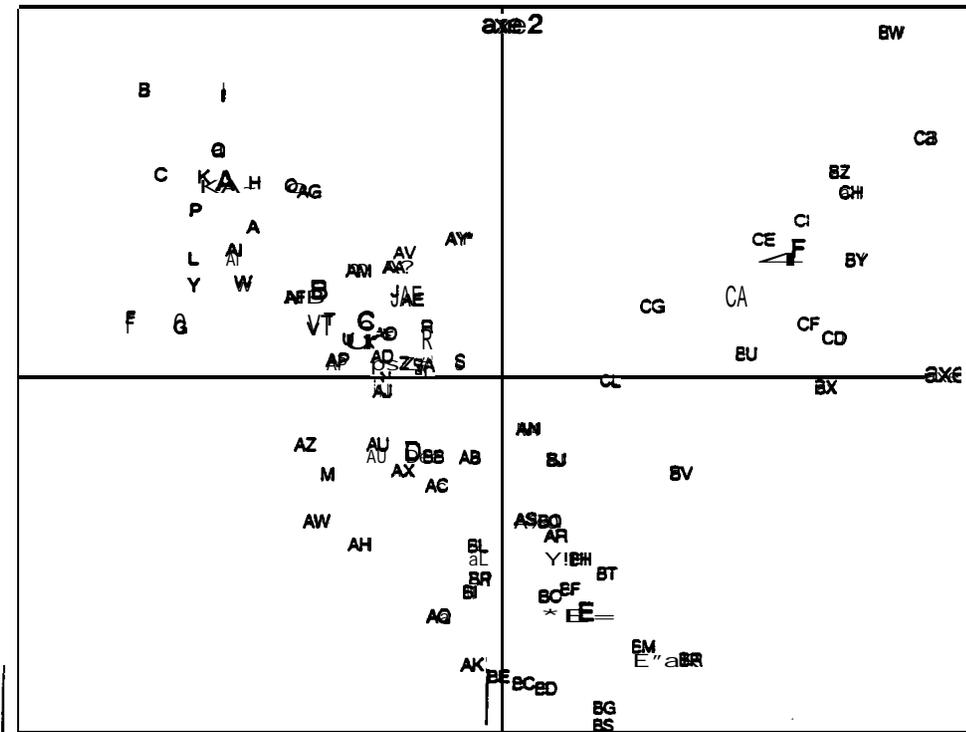
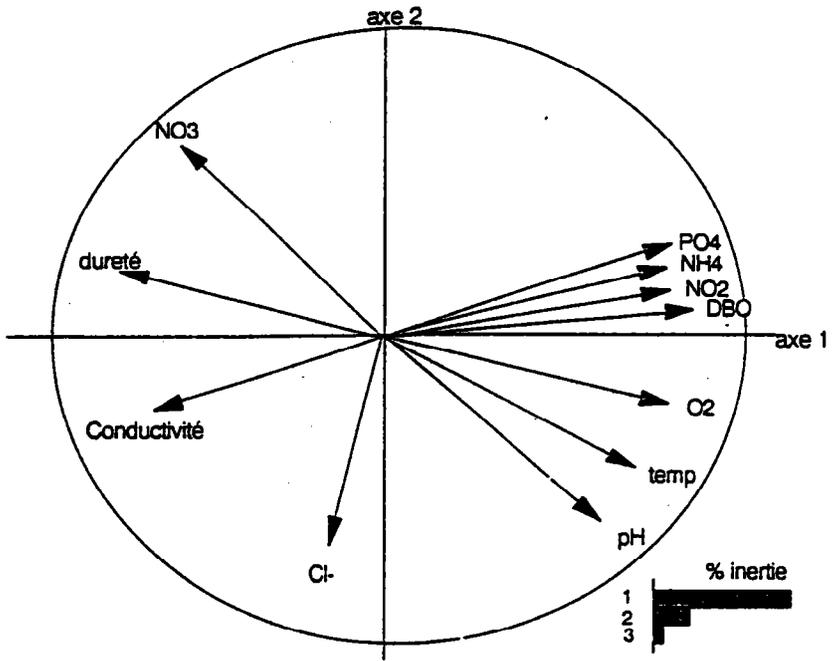


Fig 8: Analyse Factorielle Discriminatoire (AFD-STATCOR) paramètres (pariques Associations vég.  
 A) Cercle de corrélations  
 B) Carte factorielle des sites. (voir annexe 3 pour les codes stations)

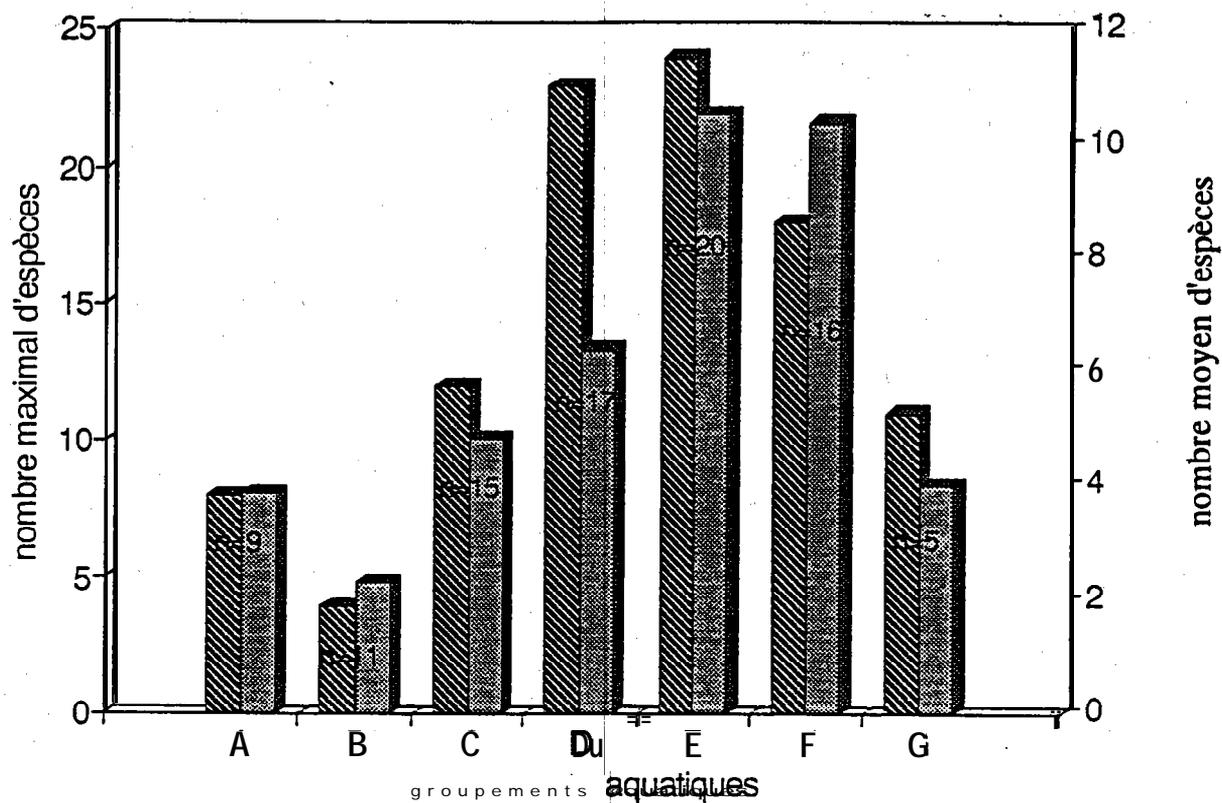


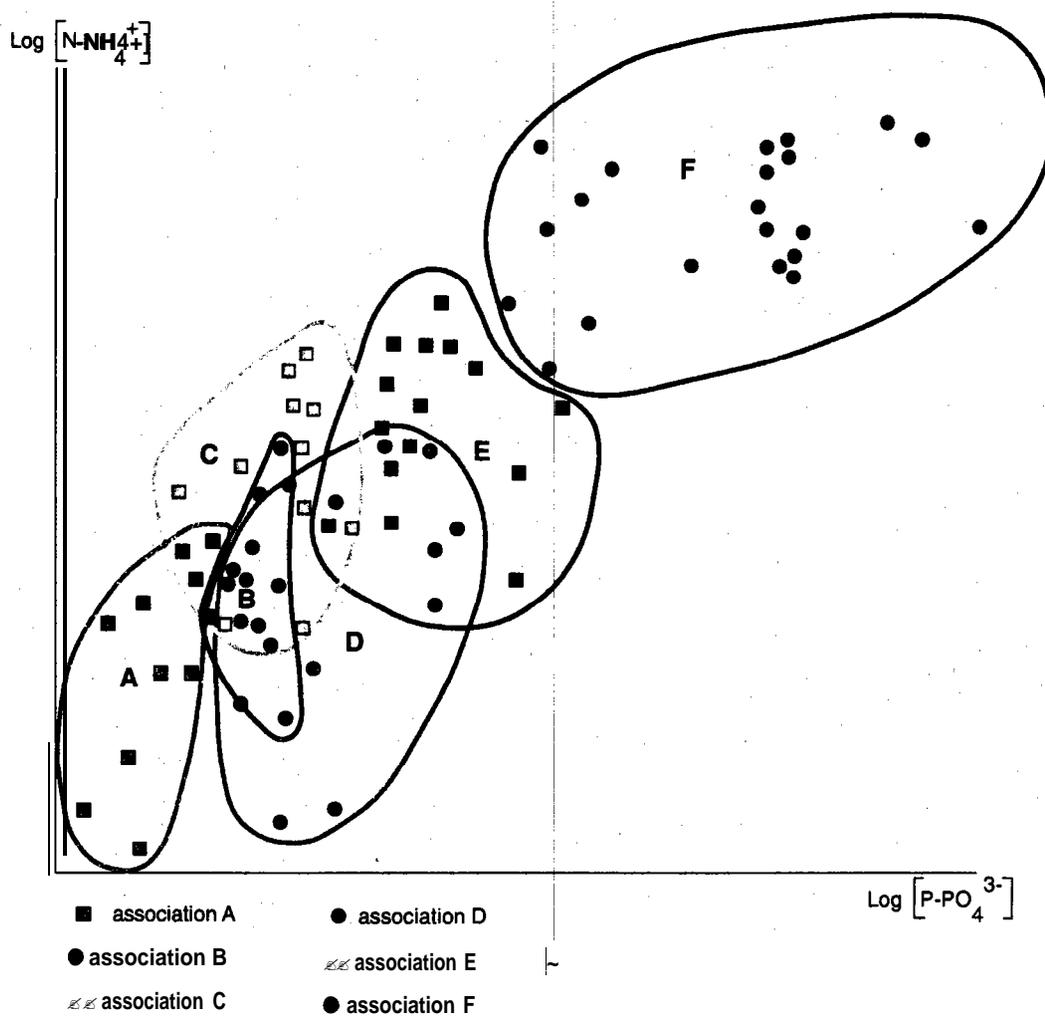
Fig 19: Richesse floristique des 7 groupements aquatiques de plaine et herbiers.

pour devenir minimales dans les groupes "extrêmes" A et B (oligotrophe et oligomésotrophe) et G (hypertrophe) (Figure 19).

Si le rôle prépondérant du phosphore de l'eau dans le déterminisme de la composition floristique des communautés aquatiques des milieux eutrophes et modérément saprobes a été confirmé, il apparaît néanmoins que la composition de la végétation aquatique dépend également de l'interaction de plusieurs paramètres. A ce titre, nous relevons essentiellement l'action conjointe des teneurs phosphatées et des teneurs en azote ammoniacal. En effet, la différenciation des groupes F et G se fait d'avantage sur la base des teneurs en azote ammoniacal (significativement différentes entre les deux groupes) que sur la base des concentrations en phosphore des phosphates (non significativement différentes) (annexe 3). De la même manière, si les communautés B, C ne présentent pas de différences significative vis-à-vis des teneurs en phosphates, en revanche la communauté B se distingue de la communauté C par des teneurs en azote ammoniacal plus faibles (Fig 20).

### III.2.2.2. Rôle des paramètres physico-chimiques du sédiment.

Une analyse canonique des correspondances, réalisée sur les paramètres "non trophiques" indique une dispersion très peu contrastée des associations végétales autour des axes, révélant ainsi la faible importance de ces paramètres dans la répartition des communautés végétales (Fig 21). Une étude plus particulièrement ciblée sur l'influence de la texture du sédiment, nous révèle que seule la communauté C est présente sur des sols argileux (Fig 22). Les associations A, C et D sont bien représentées sur des sédiments fins, limoneux ou limono-argileux. En revanche, l'association F se distingue par une fréquence d'apparition maximale sur sédiment sableux ou sabla-limoneux. L'association E, quant à elle, semble plutôt indifférente à la texture du sédiment, elle est même présente sur sédiment grossier graveleux sous la forme d'herbier à renoncule flottante (*Ranunculus fluitans*). Remarquons enfin que les secteurs non végétalisés sont présents sur quasiment tous types de substrat (Fig 22).



D.A. O. AC/PC/CE/EC-JUL-CW/MS

Fig. 20 Répartition des communautés végétales en fonction des concentrations en phosphore des phosphates et en azote ammoniacal

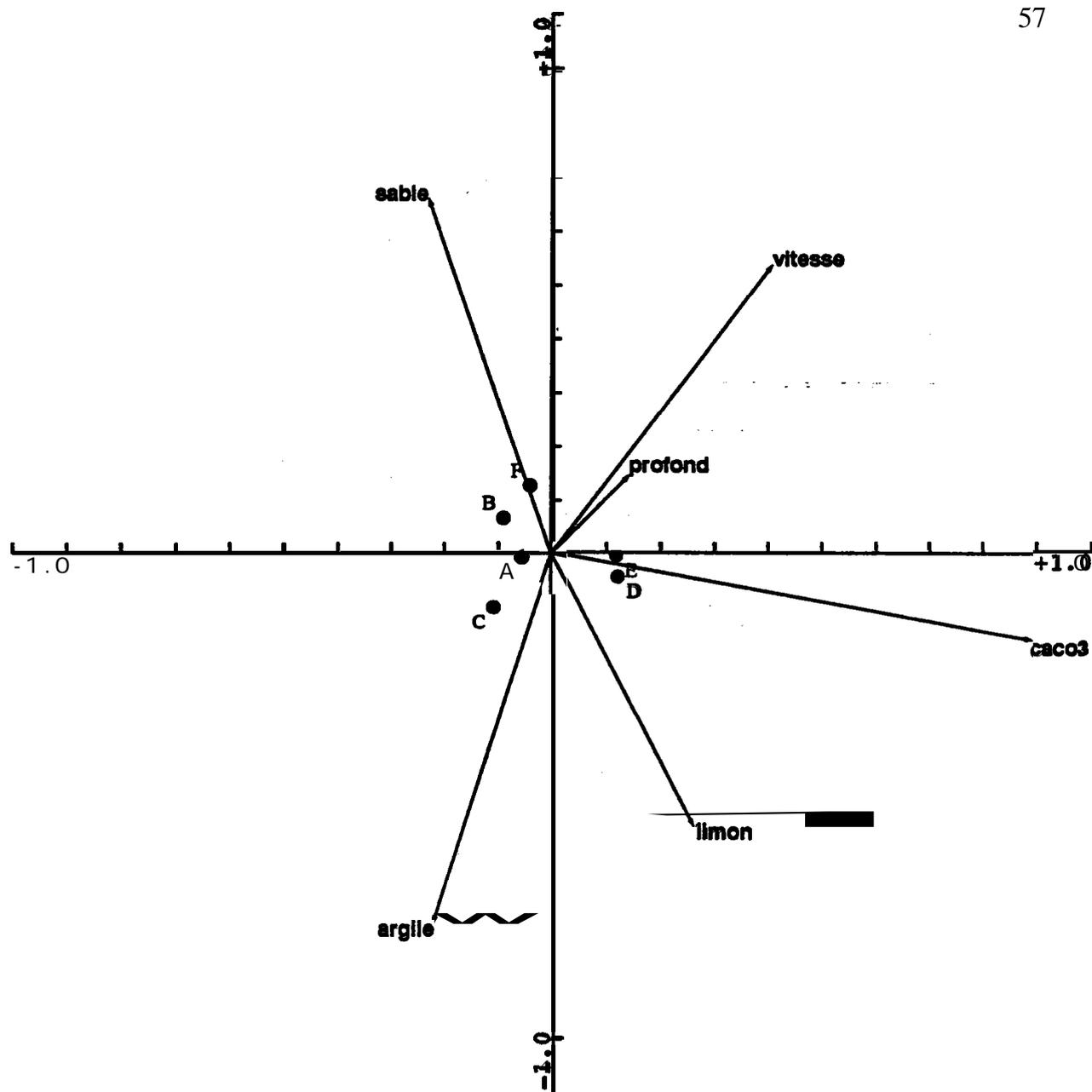


Fig 21: Analyse Canonique des Correspondances (ACC-CANOCO): paramètres **morphométriques** et associations végétales.

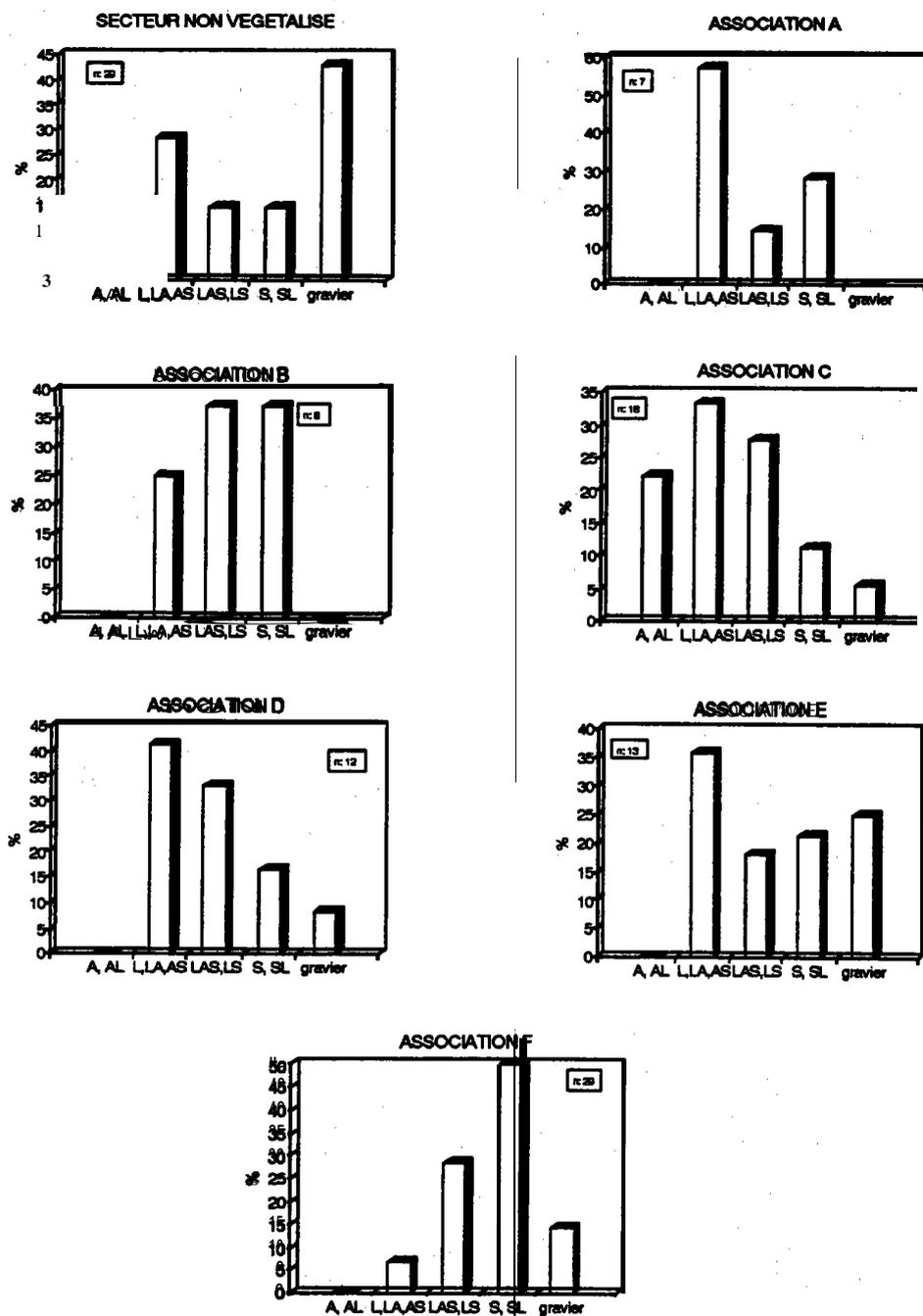


Fig 22: :Fréquence d'apparition des 7 communautés végétales (A-F) en fonction de la texture du sédiment  
 A: argileux, AL: argilo-limoneux,  
 L: limoneux, LA: limono-argileux, AS: argilo-sableux,  
 LAS: limno-argilo-sableux, LS: limnono sableux,  
 S: sableux, SL: sablo-limoneux  
 (n: effectifs)

### III.3 Conclusion

La **minéralisation** comme nous l'avons vu plus haut **détermine** prioritairement la **répartition** des **macrophytes submergés** mais également **celle des communautés végétales**. Au sein d'un secteur de **géochimie homogène**, la charge **phosphatée** devient **à son tour l'élément** le plus important, relayé notamment dans les zones les **plus** eutrophes par la charge en azote ammoniacal.

Le principe de la bioindication du **degré** de trophie de l'eau est valide dans les secteurs eutrophes **à hypertrophes** et **modérément saprobes**, de **même** que dans les secteurs vosgiens, de **géochimie** plus acide. **7 communautés végétales** s'individualisent en fonction de la charge trophique dans les cours d'eau de la plaine **elle-rhénane**, **4** dans les cours d'eau vosgiens (**Muller** 1990, Robach et *al.* 1995) (**Fig 23** et **Tableau VI**). Les **communautés végétales** ainsi que les **espèces isolées** de **faible** amplitude **écologique** peuvent **être utilisées** comme des indicateurs biologiques de la **qualité** de l'eau, mais les **communautés définissent** un outil biologique plus performant et d'une **plus** grande finesse. **En** effet, la plupart des **espèces présentent** une plus large **"tolérance trophique"** (*Callitriche obtusangula*, *Berula erecta*, *Elodea canadensis*...), que les associations qui les renferment. De ce **fait**, la gamme trophique prospectée dans notre secteur **d'étude** est **décrite** par **7 communautés végétales** alors que l'ensemble des **espèces** prises isolement ne **définit** que **4** tendances trophiques (**3** dans le sud-ouest de l'Allemagne, **Schütz** 1993).

Aucune **influence** significative de la trophie du **sédiment**, non **corrélée**, rappelons-le, **à celle** de l'eau, n'a pu **à ce jour être** mise en **évidence**. **Seules** les teneurs en **CaCO<sub>3</sub>** semblent avoir secondairement une **influence** sur la **composition** des **communautés végétales**, notamment au **sein de l'association F**, en **différenciant** une subdivision **F<sub>1</sub>** à *Potamogeton lucens*, **inféodée** au secteur rhénan, et une subdivision **F<sub>2</sub>** à *Potamogeton nodosus*, **inféodée** au secteur ellan **décarbonaté**.

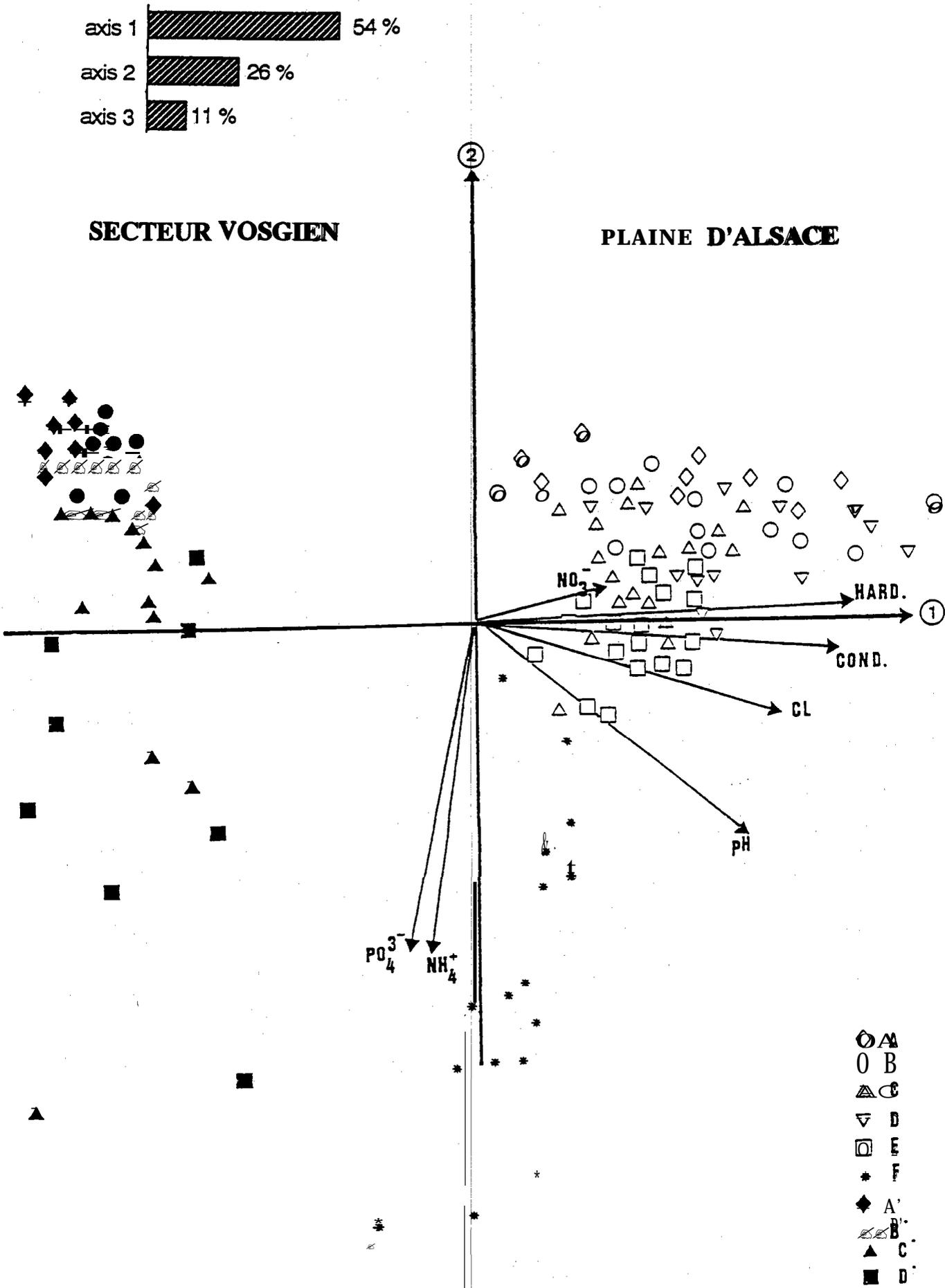


Fig 23: Analyse Factorielle Discriminante (AFD-STATITCF): paramètres de la qualité de l'eau - associations végétales de la plaine d'Alsace et du secteur vosgien.

Associations (n)	A'(10)	B'(10)	D'(12)	D'(6)
<i>Potamogeton polygonifolius</i>	V(V)	V(1)	ε	ε
<i>Cardamine amara</i>	I(1)	II(1)	-	=
<i>Glyceria fluitans</i>	IV(3)	V(1)	V(+)	V(+)
<i>Fontinalis antipyretica</i>	I(1)	II(1)	II(1)	III(3)
<i>Mentha aquatica</i>	I(+)	I(1)	II(+)	II(+)
<i>Sparganium clessum</i>	I(+)	III(+)	IV(+)	III(+)
<i>Sparganium erectum</i>	IV(1)	III(1)	I(+)	I(i)
<i>Veronica beccabunga</i>	I(1)	II	III(+)	I(i)
<i>Callitriche stagnalis</i>	ε	IV(+)	IV(+)	III(+)
<i>Callitriche hamulata</i>	ε	III(1)	V(1)	V(2)
<i>Lemnaminor</i>	II	II(+)	III(+)	IV(+)
<i>Ranunculus peltatus</i>	=	II(1)	II(2)	II(3)
<i>Callitriche platycarpa</i>	III	III(2)	III(2)	II(1)
<i>Berula cresta</i>	ε	II(1)	I(1)	I(2)
<i>Potamogeton crispus</i>	II	II	I(1)	ε
<i>Myriophyllum alterniflorum</i>		ε	II(+)	ε
<i>Potamogeton alpinus</i>	ε		I(+)	ε
<i>Potamogeton vahiffolius</i>	=	ε	I(+)	
<i>Phalaris arundinacea</i>	=	III	V(1)	V(i)
<i>Glyceria maxima</i>		ε	III(+)	II(+)
<i>Eleocharis acutata</i>	ε	=	III(1)	I(1)
<i>Eleocharis acutata</i>	II	II	I(2)	III(3)
<i>Nasturtium officinale</i>	II	II	III(1)	III(+)
<i>Sparganium angustifolium</i>	ε	ε	I(2)	I(s)
<i>Potamogeton heterophyllum</i>	ε	II	I(2)	I(+)
<i>Myosotis palustris</i>	II	III	ε	II(+)
<i>Callitriche obscurata</i>	II	II	II	V(+)
<i>Stella flexilis</i>		III	II	I(+)
	mean (std)	mean (std)	mean (std)	mean (std)
pH	6 (0.2)	6.5 (0.2)	6.9 (0.3)	6.8 (0.3)
Conductivity (µS/cm)	59 (14)	49 (5)	74 (18)	80 (21)
Ca <sup>2+</sup> (mg/l)	0.3 (0.1)	0.3 (0.1)	0.5 (0.2)	0.6 (0.3)
CaNH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (µg/l)	49 (16)	47 (6)	111 (99)	142 (72)
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (µg/l)	25 (11)	26 (13)	96 (72)	150 (66)
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/l)	0.6 (0.2)	0.3 (0.2)	0.5 (0.2)	0.77 (0.3)

Tableau VI: tableau de fréquence et composition floristique des 4 associations végétales A' - D' du secteur vosgien 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%).

## IV. ORIGINE DU PHOSPHORE DANS LA NUTRITION PHOSPHOREE DES MACROPHYTES AQUATIQUES; TRANSFERT DE PHOSPHORE AU SEIN DES COMPARTIMENTS EAU-PLANTE-SEDIMENT.

### IV.1. Etat des connaissances

Le principe de la bioindication suggère sans le démontrer l'existence d'une nutrition phosphatée foliaire non négligeable, c'est à dire un **prélèvement préférentiel** de phosphore directement à partir du compartiment aqueux. En revanche, comme nous l'avons **déjà** vu plus haut, une **littérature** abondante, essentiellement **élaborée à** partir de **séries expérimentales privilégiées** la **thèse** d'une absorption racinaire **préférentielle**. Si les **résultats** obtenus à partir **d'expériences** en conditions contrôlées sont multiples, les conclusions **proposées** ne sont que rarement exploitables, tant les "contraintes trophiques" **imposées** lors des expériences sont **éloignées** des conditions dites "naturelles" (**échanges de nutriments** entre phase aqueuse et phase sédiment interdits; phase aqueuse **dépourvue** de phosphore...). Dans ces conditions **expérimentales**, la plupart des plantes se **révèlent** capables de **prélever** le phosphore exclusivement ou **préférentiellement** à partir du **sédiment** par des **mécanismes** d'absorption racinaire (Carignan & Kalff 1979, Barko & Smart **1980, 1981**, Chen & Barko 1988). Barko & Smart (**1980, 1981**) ont ainsi montré que 70 à 100 % du phosphore **prélevé** provenait du **sédiment**. Des **études** utilisant du phosphore radiomarqué (**Bole & Allan 1978, Carignan & Kalff 1980, Gabrielson et al. 1984**) ont fourni des **résultats** similaires avec des **durées** d'exposition allant de quelques minutes (**DeMarte & Hartman 1974**) à plusieurs semaines (**Carignan & Kalff 1980**) et sur un grand **éventail** d'espèces, mais la grande Variabilité( des conditions expérimentales limite grandement les **possibilités** de comparaison **inter-études**. Ces études essentiellement **axées** sur les relations entre macrophytes et **sédiment** ne constituent donc qu'une **première étape** dans la **compréhension** des flux de phosphore au sein de **l'écosystème**. Elles n'ont **généralement** pas fait l'objet de confrontation avec les données de **terrain**.

Très peu d'études ont été consacrées à la nutrition foliaire des macrophytes. D'une manière indirecte certains auteurs reconnaissent l'existence de la nutrition foliaire. Ainsi' DeMarte & Hartman, dans une étude sur l'absorption racinaire de *Myriophyllum exalbescens* à l'aide de phosphore radiomarqué souhaitent quantifier l'excrétion foliaire du phosphore de la plante vers la phase aqueuse. A cette fin' ils ont utilisé des fragments d'*Elodea canadensis* non enracinée qui en absorbant' par les organes foliaires, le phosphore excrété dans l'eau permettait de détecter un relargage éventuel de phosphore marqué du sédiment ou de *M. Exalbescens* vers le compartiment aqueux.

Shardendu & Ambasht (1991) ont néanmoins montré que les teneurs en nutriments contenus dans les tissus des végétaux aquatiques (exception faite de l'azote) sont en relation avec la teneur en nutriments de l'eau. Best et Mantai (1979) suivent un protocole intéressant mais malheureusement incomplet pour déterminer l'origine de la source d'azote et de phosphore chez *Myriophyllum spicatum* non enracinée comparée à *Ceratophyllum demersum* (macrophytes le plus souvent dépourvus de racine) dans de l'eau présentant des concentrations variées de phosphore ( $P-PO_4^{3-}$ ) et d'azote ( $N-NO_3^-$ ). Ces auteurs ont notamment montré que les teneurs en Azote total dans les tissus sont plus élevées quand le milieu est enrichi à la fois en azote et en phosphore' ce qui suggère l'existence de phénomènes de synergie. Cette expérimentation n'a cependant pas été complétée par des dosages du phosphore total dans la plante. Par ailleurs, ces auteurs ont constaté que la masse racinaire de *Myriophyllum spicatum* augmente lorsque le milieu aqueux est carencé en  $P-PO_4^{3-}$ , ce qui suppose la mise en place d'un système de compensation visant à augmenter l'importance de l'absorption racinaire.

Kramer et al. (1972) suggèrent que le mécanisme d'absorption foliaire suit l'équation de Michaelis-Menten, à savoir:

$$dNu/dt = k Nu(s+Nu)$$

avec:

$N_u$  = concentration en nutriment dans l'eau

$N_u'$  = nutriments assimilés

$k$  = vitesse d'assimilation maximale (dans les conditions expérimentales)

$s$  = concentration en nutriments assimilés pour une vitesse =  $k/2$ .

Ceci signifie que le **mécanisme** serait **similaire à celui** d'une **cinétique** enzymatique, dont le substrat serait la charge en nutriments dans l'eau. Cette **hypothèse a été** reprise **très récemment** par **Pérez-Lloréns & Nieto (1995)** qui ont **étudié** pour *Zostera noltii* une **cinétique à court terme** (3 h) d'absorption foliaire de phosphate. Ces auteurs ont **montré**, que si dans les conditions de l'expérience, l'absorption de phosphates ne **répondait pas à l'équation** de Michaelis-Menten, en revanche la vitesse d'absorption ainsi que la quantité de P absorbé dépendaient de la **quantité** de phosphate dans le compartiment aqueux.

**Malgré** l'importance des travaux **réalisés**, les connaissances sur la dynamique des nutriments dans les **écosystèmes** aquatiques sont donc encore largement **incomplètes**, mais **cette** dynamique est essentielle **à** connaître pour déterminer les relations fonctionnelles entre les plantes et les autres composants des **écosystèmes** aquatiques. Elle est notamment essentielle pour **dégager** les processus impliqués dans les **phénomènes de compétitions** inter et intra **spécifiques**, pour mieux comprendre et maîtriser les **proliférations végétales** dans le milieu, mais également **développer** l'utilisation des plantes aquatiques pour l'épuration tertiaire des eaux **résiduelles**, notamment pour les petites collectivités.

L'objectif global de ce dernier chapitre s'articulera autour des trois points suivants:

\* **Préciser** les processus naturels **d'amélioration** temporaire de la **qualité** de l'eau et définir la part respective de la **rétenion** de nutriments dans les organismes **végétaux** et dans les Aliments,

\* **préciser** et comparer les aptitudes **spécifiques** des principaux **macrophytes** aquatiques à **prélever** et à stocker le phosphore en conditions naturelles' en fonction de la charge **phosphatée** de l'eau et de celle du **sédiment**,

~~et~~ **étudier**, en conditions **contrôlées** de laboratoire' **l'importance** de la nutrition foliaire par rapport à la nutrition racinaire chez une plante aquatique' **enracinée** ou non' soumise à **différentes** charges **phosphatées** dans l'eau. Deux **séries d'expérimentations** seront **ménées**, la **première étudiant** l'influence de la charge **phosphatée** de l'eau sur l'absorption de phosphore sans renouvellement du milieu (la dose de phosphate **étant ajoutée** en **début d'expérience**), la seconde **étudiant l'influence** de la charge **phosphatée** de l'eau en milieu **renouvelé**, la charge trophique étant **maintenue** constante.

## IV.2. Etude des **transferts** de **phosphore** entre l'Eau, la Plante et le **Sédiment** en **conditions naturelles**.

### IV.2.1. **Efficacités comparées** des **processus** naturels de **réduction** de la charge eutrophisante des eaux de **surface**

#### IV.2.1.1. **Problématique.**

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**: ammoniac 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 **intéresserons** 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 Mention du P dans les sédiments (adsorption - **désorption** sur les **colloïdes**, **précipitation-solubilisation**)

#### IV.2.1.2. Sites et méthodes

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

\* le premier correspondant au secteur de **Rhinau-Gersheim** situé à une trentaine de km au sud de Strasbourg est encore **représentatif**, quoique 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 Rhin; soit directement de **manière** épisodique lors des inondations, ou par alimentation **continue** et permanente à partir du fleuve.

\* le second correspondant au secteur fonctionnel inondable de **Illwald** (à proximité de **Sélestat**) présente des unités fonctionnelles **analogues à celles** du secteur de **Rhinau** savoir: des cours d'eau **connectés**, alimentés directement et de manière permanente par **l'Ille** (**affluents** de l'Ill), des cours d'eau **contaminés** par l'Ill lors des **épisodes** inondants, et enfin des **cours** d'eau indirectement **influencés** par l'Ill par **l'intermédiaire** de la **nappe phréatique** alluviale.

Au sein de ces deux secteurs de **trophie** quasiment équivalente, nous avons plus **particulièrement** retenu des tronçons **présentant** des **degrés d'artificialisation différents** (Tableau VIIa et VIIb et Fig 24a,b,c).

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:

$X_1$ : teneurs moyennes (annuelles ou estivales) en  $P-PO_4^{3-}$  ( $\mu g.l^{-1}$ ) au point de **référence** amont

$X_2$ : teneurs moyennes (annuelles ou estivales) en  $P-PO_4^{3-}$  ( $\mu g.l^{-1}$ ) 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 ellan et en 1992 dans le secteur ellan a **été complétée** en 1993-1994 dans les deux secteurs.

#### IV.2.1.3. Résultats.

**L'évolution** temporelle **des** capacités **épuratrices** respectives de chaque cours d'eau est **représenté** sur les figures 25 (a-e) pour le secteur **rhénan**, 26 (a-f) pour le secteur ellan.

**Les systèmes les plus dégradés ou les plus artificialisés** (Rhin canalisé, III, Oberriedgraben), 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 non **significatives**, **ponctués** par des **irrégularités** lors du transfert amont-aval, qui semblent sans relation avec une **périodicité saisonnière** (Fig 25a, 26a-c). On distingue **même** des **périodes** pendant lesquelles les **capacités épuratrices** sont **negatives**, ce qui correspond à des augmentations de la charge **phosphatée** au cours du transfert amont-aval.

A

Cours d'eau	Particularité	Profondeur (m)	débit (m <sup>3</sup> /s) <small>(donnée pour les sites choisis)</small>	végétation	sédiment
<b>Secteur rhénan</b>					
Rhin cadette	berges bétonnées cours rectiligne surélevé, uniforme	7-15	300.0000	quasi inexistante	
Vieux-Rhin	berges enrochées	< 6	€15	faible biomasse	gravier fluviatile de sédiments limono-sableux
Schollengiessen	ancien bras latéral de masse ni canalisé, ni rectifié altération de fossés profonds et de sédils à courant vif	0,2-8	<2	faible biomasse	essentiellement graveleux avec quelques fosses limono-sableux
Schaftheu	id	0,2-3	<2	importante biomasse dans secteur à l'écart vég. inconstante (dans secteur à Val)	essentiellement limono-sableux avec zones argilo-limoneuses et zones sableuses
<b>Secteur ellan</b>					
III		variable généralement < 1m	variable 550	bio- faible et pu diversifiée	sableux et limono-sableux
Oberriedgraben Riedlach Unterriedgraben	cours rectifié Non rectifié	id	<1	faiblement végétalisé	essentiellement graveleux
Schiffwasser et Rheinweg	différences de l'III alternance de fossés et de seuils	faible en moyenne < 1m	<2	alternance de zones faib. végétalisées avec zones fort. végétalisées	Id

B

Cours d'eau	Sites de référence	Distance entre les sites (km)	
Secteur ellan	III	III0, III2	5.1
	Schiffwasser	Schiff1, Schifflb Schiff1b, Schiff2	3.2 0.9
	Petit Rheinweg	Rhel, Rhe2	2.7
	Oberriedgraben	Ober, Uav Ober, Rav	3 3
	Rhin	PI, B, c B	23.5
Secteur rhénan	Vieux-Rhin	vx1, vx2	1.2
	Schollengiessen	G1, G3	1.2
	Schaftheu	SCH2, SCH5 SCH7, SCH8	0.8 2.8

Tableau VII: Caractéristiques des sites ellans et rhénans choisis pour l'étude comparée des capacités épuratrices des cours d'eau. A) Paramètres morphométriques, hydrologiques et végétation; B) Sites de référence et distances entre les sites.

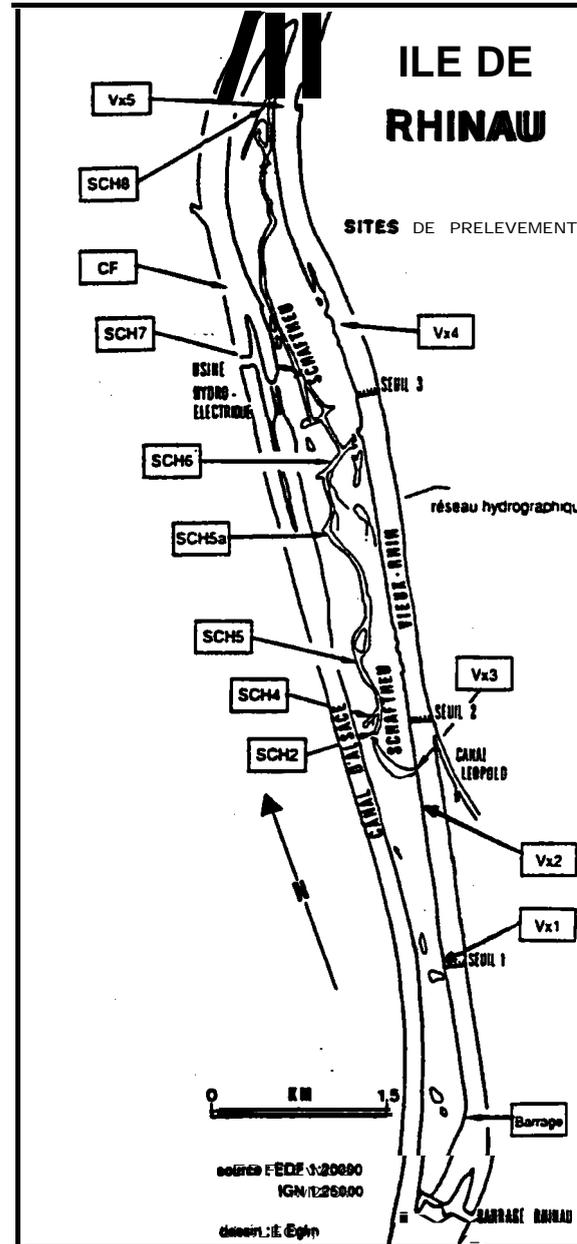
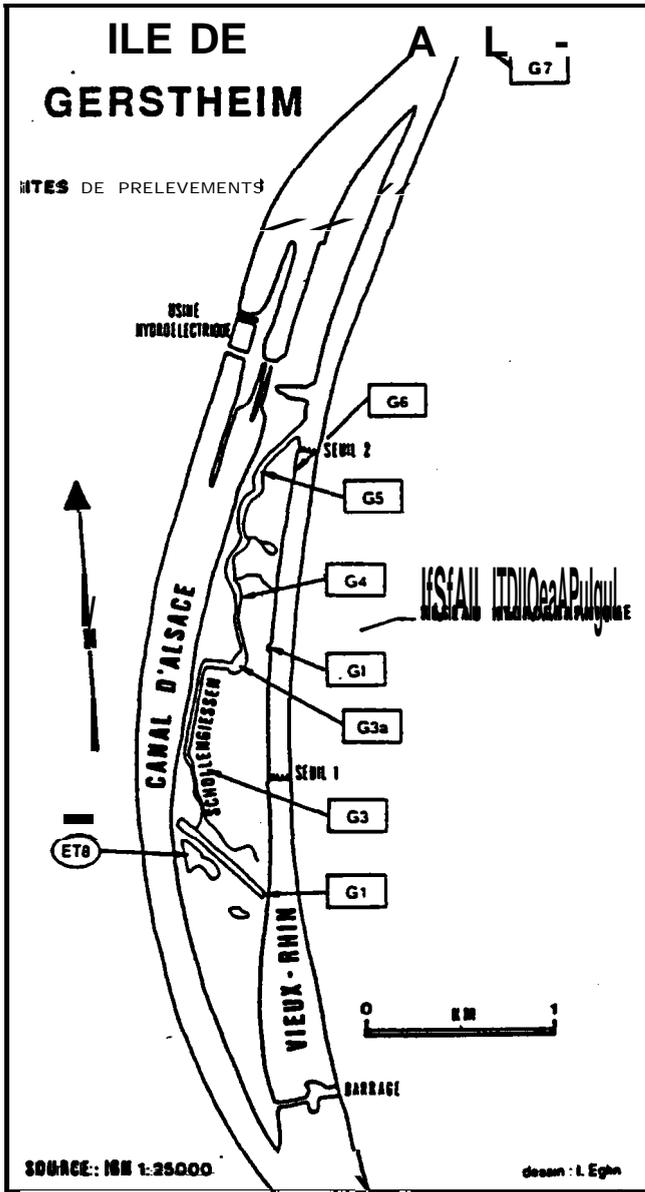


Fig 24 (A,B,C): sections d'étude et sites de prélèvement

A) Ile de Gerstheim, B) Ile de Rhinau, C) Ilfwald

n.é.



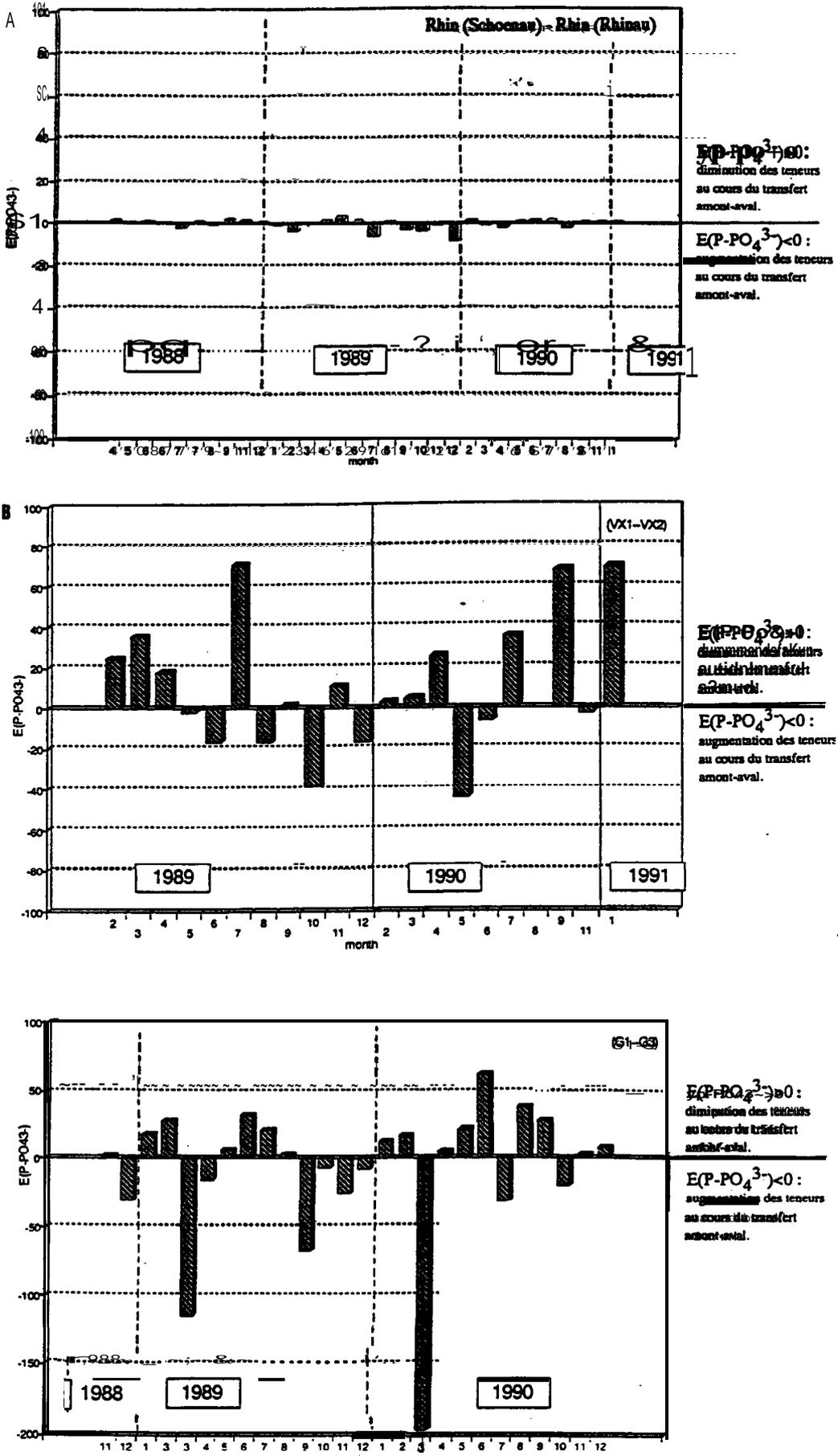


Fig 25: Capacités séparatrices  $E(P-PO_4^3)$  du Rhin canalisé (A) du Vieux Rhin (B) et du Schollengiesen (C)

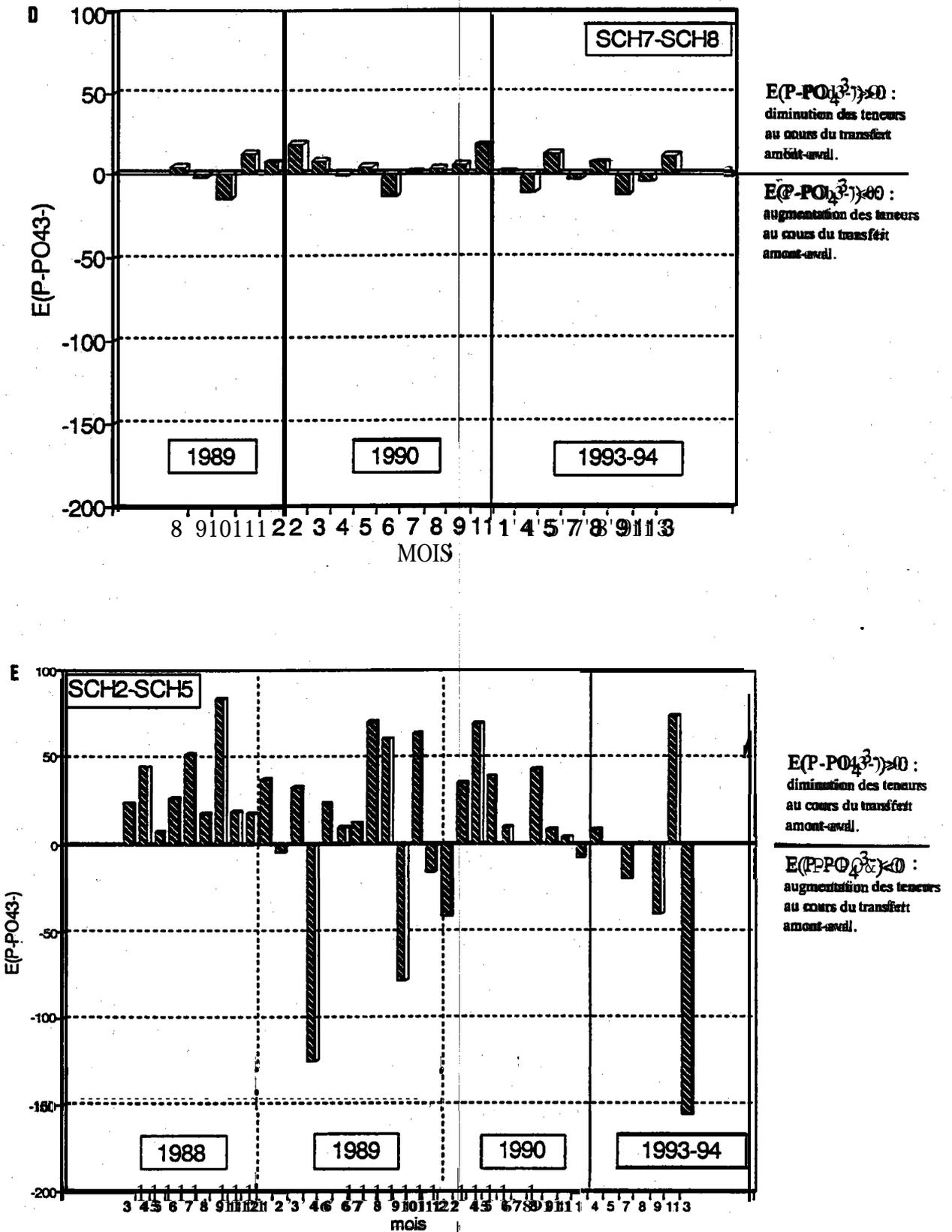


Fig 25 : Capacités épuratrices  $E(PO_4^{3-})$  du Schaffner  
 D) secteur non végétalisé; E) secteur végétalisé.

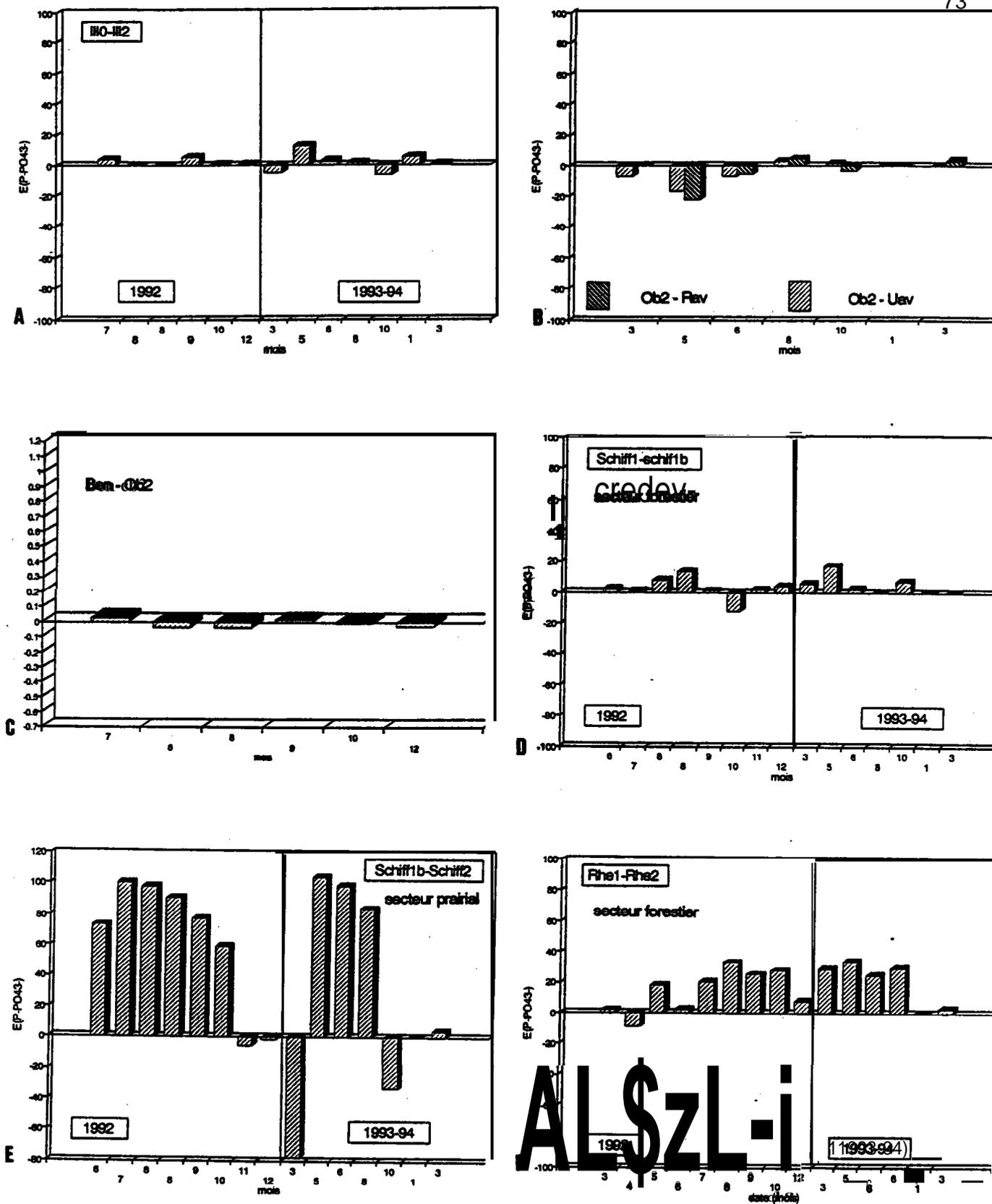


Fig 26 Capacités épuratoires (EP-PO43) de l'Obiedgraben aval (A), de l'Obiedgraben amont (C) du Schiffwester amont (D), du Schiffwester aval (E) et du Petit Rheinweg (F)

En l'absence d'effluents **contaminants**, ces anomalies proviennent vraisemblablement, soit de processus biologiques de **décomposition** de la **matière** organique, notamment au printemps ou à la fin de la saison de **végétation**, soit de **phénomènes** physico-chimiques de **sorption-désorption** à partir des **sédiments** ou à partir des particules en suspension (le taux de **Matières** en Suspension Totales pouvant **excéder**  $50 \text{ mg l}^{-1}$  dans le Rhin et ses annexes). L'accroissement des teneurs en phosphates, coïncidant **souvent** avec un accroissement des teneurs en **azote** ammoniacal dépend **également** des fluctuations des **paramètres** climatiques surtout dans les secteurs d'eau calmes et peu profonde (mois chaud et orageux optimisant les **phénomènes** de relargage de  $\text{P-PO}_4^{3-}$ ; Williams et Mayer 1972, **Boers** 1991).

Le Vieux-Rhin à hauteur de l'île de **Rhinau**, **moins artificialisé** que le Rhin mais dont la **diversité morphométrique** et biologique reste relativement faible (profondeur faible, courant lent ( $\sim 0.05 \text{ ms}^{-1}$  à 4m des berges, biomasse et **diversité** végétale minimale...) présente une amorce de **capacité** tpuratrice vis à vis des phosphates (elle reste quasi nulle en ce qui concerne l'azote ammoniacal, Robach et *al.* 1993) (**Fig 25b**). Cette aptitude peut s'exalter à certaines périodes, ce qui est à mettre en relation avec la **colonisation** des eaux par une flore macrophytique encore eurypote certes, mais **déjà** plus **structurée** et plus **diversifiée** que celle **présente** dans le Rhin canalise. Par ailleurs, le Vieux-Rhin offre des conditions attractives pour le développement de phytoplancton (eaux calmes, faible profondeur induisant un **réchauffement** rapide des **eaux** en **périodes** estivales, fortes charges **phosphatées**...). On peut de ce fait, concevoir le Vieux-Rhin comme un "nid à plancton" à certaines **périodes** de **Pannée**. Il suffit, pour s'en convaincre d'observer la couleur brun-rouge de ses eaux au printemps, couleur qui **témoigne** du **développement** explosif de diatomées. **L'abondance** de micro-organismes planctoniques, grands **consommateurs** de phosphates, suffit **vraisemblablement** à expliquer les **périodes** d'importantes **réduction** de la charge **phosphatée** de l'eau (juillet 1989, juillet et septembre 1990). Mais, à ces **périodes** de croissance explosives **succèdent généralement** des **périodes** de **mortalité** importante,

ce qui se traduit temporairement par une **libération** massive de **matières** organiques, **entraînant** dans un second temps une augmentation **significative** de la charge **phosphatée** (et **ammoniacale**). Ces alternances de phase **de** croissance et de **mortalité** pourraient expliquer le comportement Cpurateur **très irrégulier** du Vieux-Rhin. Entre le **24.02.1989** et le 09.0191 (soit **20 prélèvements**) la **capacité épuratrice E(P-PO43-)** moyenne du Vieux-Rhin reste **néanmoins** globalement positive.

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

- a) les **systèmes** faiblement **végétalisés** : partie aval du **Schaftheu**, entre les sites **SCH7** et **SCH8** (Fig 25c)

- b) les **systèmes** **présentant** une biomasse moyenne (**végétation** monostrate, indice de recouvrement total **généralement inférieur à 50%**) : **Schiffwasser** (Fig 26 d-e), Rheinweg (Fig 26f), Schollengiessen (Fig 25 d)

- c) les **systèmes** **présentant** une biomasse importante (**végétation** multistrate, 100 % de recouvrement par endroit.): zone amont du Schaftheu (Fig 25e).

a) Le comportement **épurateur** du tronçon aval non **végétalisé** du Schaftheu est faible mais globalement positif sur les quatre **années d'études**. Contrairement au Vieux-Rhin, les capacités **épuratrices** sont plus faibles en **période estivale** ce que nous attribuons d'une part aux relargages plus importants de nutriments **à** partir du **sédiment** en **périodes** estivales, 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 **rétenion** du phosphore dans les **sédiments** (adsorption ou **précipitation**).

b) Les tronçons **modérément végétalisés** des cours d'eau peu **dégradés** se **caractérisent également** par une faible capacité épuratrice. Le Schollengiesen, bras **latéral** du Rhin sur l'île de Gerstheim se singularise par un **comportement épurateur très irrégulier**, présentant une alternance de **périodes favorables** et de **périodes défavorables**. Ces demibres 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** automnale de cette **décomposition** (Robach et *al.* 1993). Dans le secteur de **l'Illwald**, zone **d'intenses** échanges nappe-rivières, le comportement épurateur du Rheinweg (**Fig 26 f**) ainsi que **celui** du tronçon aval du Schiffwasser (**Fig 26 e**) sont significativement plus importants que les **capacités épuratrices** du tronçon amont du **Schiffwasser**. Le **degré de végétalisation** n'ayant pas **évolué**, nous attribuons ce **résultat à un phénomène** de dilution, **dû à** des apports **phréatiques** infra-aquatiques d'eau de **très** bonne qualité. En effet, en ce qui **concerne** le **Schiffwasser**, un barrage situé **immédiatement** en amont du point "Schifflb" permet de retenir provisoirement une grande **quantité** d'eau, ce qui provoque une mise en charge de la nappe **phréatique** et un rehaussement sensible du toit de la nappe qui coïncide alors avec le lit du **Schiffwasser** à l'aval du barrage. Cet apport **phréatique a été confirmé** d'une part, par un rapport **édité** en 1991 par la ville de Sélestat ("L'eau dans l'Illwald"), et d'autre part, par les **résultats** d'une campagne de jaugeage effectuée en janvier 1993. A **cette** date, le **débit mesuré** fut de **1,64 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup>** en amont du barrage, et de **1,77 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup>** en aval.

c) Les **systèmes** abondamment **végétalisés** se singularisent par la plus importante **capacité épuratrice** de notre secteur. Ainsi, entre les points SCH2 et **SCH5** situé sur le Schaftheu et distant de 48 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**). Notons **également** l'existence d'apports infra-aquatiques, mais qui demeurent **inférieurs à 20 % du débit total** (Eglin & Robach 1992).

#### IV.2.1.4. Conclusion.

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 (SCH7-SCH8)**. Ceci **témoigne** du **rôle** interactif des **différents** compartiments des **écosystèmes** aquatiques.

3) Il apparaît également, comme **cela** avait **déjà été souligné** par **Carbener** 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** (alternance de fosses, seuils, grande **diversité** des habitats...).

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).

## ni.2.2. Influence de la charge phosphatée de l'eau et du sédiment sur l'absorption et l'accumulation de P dans les organes foliaires des macrophytes.

### IV.2.2.1 Principe de l'analyse foliaire

Lundegardh (1945 in Dykyjova 1979) fut le premier à proposer une technique de l'analyse foliaire, qui eut un gros succès en agronomie. Il démontra que le taux de nutriments dans les tissus végétaux (et plus particulièrement dans les tissus présentant une forte activité métabolique: mésophylles des feuilles notamment) reflétait mieux la disponibilité de ces nutriments dans le milieu que l'analyse chimique des sols. Cet auteur préconisait alors de prélever les feuilles lors de l'activité ontogénétique maximale de la plante, juste avant la floraison par exemple.

Ce principe fut souvent appliqué dans le domaine des macrophytes aquatiques, notamment vis-à-vis du phosphore dont on sait qu'il est l'élément limitant (Forsberg 1964, Fogg 1973, Lee 1973, Catpenter et Adams 1987).

Il est donc bien établi que la concentration en nutriments dans les tissus végétaux n'est pas une valeur constante et qu'elle dépend des stades de développement du végétal. Il faut également tenir compte de l'existence d'un seuil de "concentration critique" de nutriments dans la plante, ce qui peut se produire lorsque le milieu est carencé. En deça de ce seuil, la croissance et le développement sont inhibés. La croissance de la plante est ainsi limitée en raison de la faible disponibilité d'un ou plusieurs éléments dans le milieu. Dans le cas des plantes aquatiques, les valeurs critiques en phosphore dans plusieurs espèces ont été mesurées par quelques auteurs (Gerloff & Krombohlx 1966, Dykyjova 1979). Ces valeurs critiques varient en fonction des espèces et certains macrophytes apparaissent moins exigeants en phosphore que d'autres (Eglin & Robach 1992). Inversement, lorsque le milieu contient des éléments nutritifs en excès, on a

**constaté** que certaines plantes (algues d' eau douce notamment) **étaient** susceptibles d'absorber plus de phosphore **qu'elles** n'en consommaient normalement (**Rodhe** 1948). **Cet** auteur en a conclu que ces plantes **étaient** capables de stocker le phosphore **à l'intérieur** des cellules' au niveau des vacuoles' sous forme de granules de **polyphosphates**. Il a **appelé** ce comportement **"luxury-consumption"**. Ces granules de polyphosphates peuvent être mis en **évidence** par la **méthode** de la coloration **métachromique**. **La quantité** et la taille des granules de polyphosphates varient avec **l'état** physiologique de la cellule. Cette forme du phosphore peut être rendue disponible en **période** de carence en phosphore dans le milieu environnant' servant ainsi wmmme source **d'énergie** (production **d'ATP** et **d'ADP**) et **comme** source de phosphore. Ceci explique notamment l'apparition d'explosions **algales ("bloom** algaux") qui se manifestent même lorsque les **concentrations** en phosphore sont temporairement faibles (**Barroin** 1991). Il reste **à** vérifier si la liaison P-G-P des polyphosphates dans les vacuoles **correspond à** celle de **l'ATP** (**Fogg** 1973). Si Gabrielson en 1989 **précise** qu'il faut **considérer** la plante **entière** pour **étudier** la gestion du phosphore dans un **écosystème** donne, de nombreux auteurs **préfèrent** mesurer les teneurs en phosphore dans les parties sommitales des plantes, parties qui sont apparemment les zones les plus sensibles aux variations du phosphore dans le milieu (**Gerloff & Krombholz** 1966, **Carpenter & Adams** 1977). Il existerait une relation directe entre le phosphore total mesure dans les parties sommitales des plantes aquatiques et le phosphore des phosphates dans l'eau (**Sutton & Ornes** 1977, **Bole & Allan** 1978).

L'existence d'une relation entre le phosphore total des plantes et **celui** du **sédiment** semble plus **controversée**. **Récemment**, **Rattray et al.** (1991) ont **dégagé** une relation entre le phosphore total des plantes aquatiques et **celui** du substrat, ce qui avait **déjà été suggéré** par **Wetzel** en 1975. Ce dernier a en effet **établi** que les **teneurs** en **nutriments** dans **certain** macrophytes **reflétaient** les teneurs en **nutriments** dans les **sédiments**.

#### IV.2.2.2. Résultats

a) Variabilité spatiale et influence de la trophie du milieu.

Les résultats obtenus à partir des données de terrain, concernant 15 macrophytes submergés, montrent une très grande variabilité spatiale des teneurs moyennes en P foliaire (tableau VIII, annexes 6 à 11). Cette variabilité avait déjà été soulignée par une étude bibliographique, concernant des macrophytes de systèmes d'eaux courantes (Duarte 1992).

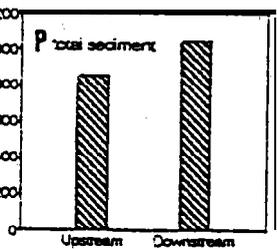
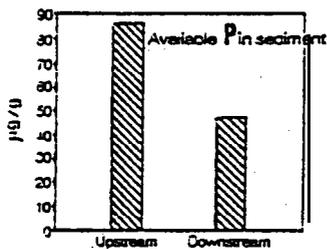
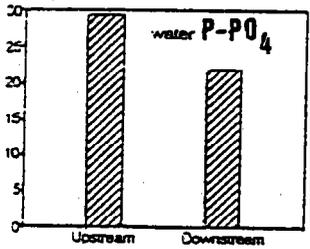
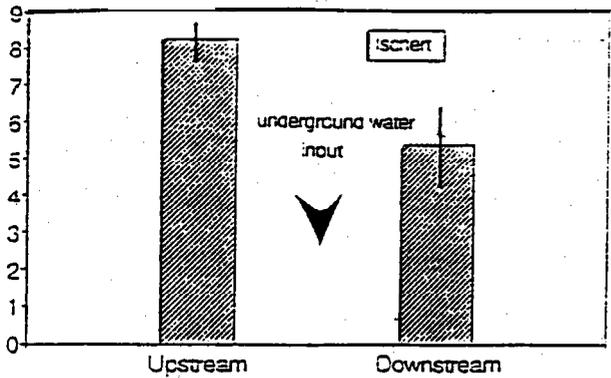
Il est remarquable de constater, au sein d'un même cours d'eau, que les variations "amont-aval" des teneurs en P dans la plante coïncident toujours avec des variations du degré trophique de l'eau et souvent avec celles du phosphore disponible dans la fraction superficielle du Aliment (fig 27a et b). Ainsi la charge moyenne de P dans les organes foliaires d'*Elodea nuttallii* dans le secteur amont d'une rivière phréatique (Brunnenwasser à Rhinau) est de 0.34% P (M.S.) alors qu'elle atteint 0.59 % à l'aval de Rhinau et de sa station d'épuration. Cette augmentation coïncide ici, d'une part, avec l'accroissement de la charge phosphatée de l'eau (28  $\mu\text{g.l}^{-1}$  en amont, 62  $\mu\text{g.l}^{-1}$  en aval), d'autre part avec l'accroissement des teneurs en P dans le sédiment (P échangeable et P total). Inversement' il est possible d'observer une diminution "amont-aval" des teneurs en P dans les organes foliaires, ce qui révèle généralement une amélioration de la qualité de l'eau par des phénomènes de dilution (apports infra-aquatiques d'eau phréatique de bonne qualité ou confluence avec une rivière phréatique). C'est le cas notamment de l'Ischert qui est plus eutrophe dans sa partie amont que dans sa partie aval en raison d'apports infra-aquatiques d'eau de bonne qualité. Les teneurs en P dans les organes foliaires d'*E. nuttallii* qui sont de 0.82 % en amont, décroissent pour atteindre 0.54% en aval. Cette décroissance coïncide avec une amélioration de la qualité de l'eau, ainsi qu'avec une diminution des teneurs en P

EUTROPHISATION CROISSANTE 

- trophiques - (en fonction de la teneur en phosphore total dans l'eau (µg.l <sup>-1</sup> ))	A	B	C	D	E	F	Zon
teneurs moyennes P-phosphates dans l'eau (µg.l <sup>-1</sup> )	10	13	15	30	40	190	90-400
POTAMOGETON COLGATUS	2.1 (1.2-4.5)						
BERULA BRECTA	2.2 (2-2.3)	3.4 (2.2-4.1)	3.0 (1.9-4.1)	5.9 (4.5-6.3)			
CALLITRICHE OBTUSANGULA			3.4 (1.8-6.7)	4.0 (1.3-7.5)	6.0 (3.0-9.5)	6.9 (5.2-9.3)	
MYRPHYLLUM VERTICILLATUM				3.1 (2.6-3.5)			
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 (7.5-11.1)	
ELODEA NUTTALLII				5.8 (3.3-10.6)	7.0 (4.3-8.6)	9.7 (7-12.2)	
POTAMOGETON RECTINATUS				3.1 (2-3.1)	3.6 (2.7-5.2)	3.8 (2.1-5.6)	
MYRPHYLLUM SPICATUM				4.62 (3.6-5.7)	5.5 (3.8-7.4)	5.5 (3.5-7.4)	
POTAMOGETON CRISPEUS			5.1 (4.6-6.8)	6.5 (5-8.3)	6.5 (6.1-7)	6.5 (6.1-7)	
CERATOPHYLLUM DEMERSUM				5.45 (3.1-9.5)	9.91 (7.6-13.7)	10.6 (7.6-13.6)	
RANUNCULUS FLUTANS					8.3 (4.8-11.9)	13.9 (8.6-18.5)	16.5 (11.3-18.4)
POTAMOGETON LUCENS						5.5 (4.6-6.6)	
POTAMOGETON NODOSUS						6.6 (4.5-8.9)	

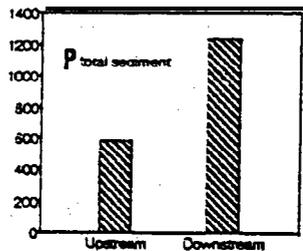
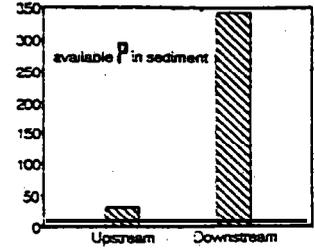
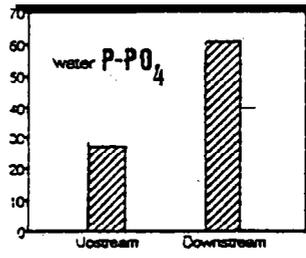
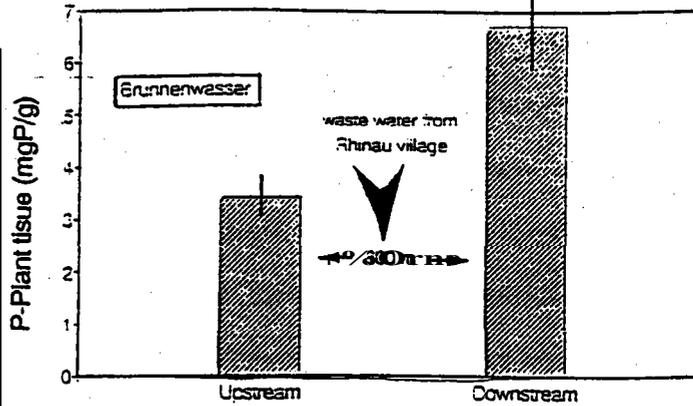
Tableau VIII : Teneurs moyennes (minimum-maximum) en Phosphore total (mg P/g) des organes foliaires des principaux macrophytes du réservoir géographique de la plaine d'Alsace en fonction du statut trophique des eaux de surface (les caractéristiques physico-chimiques des eaux trophiques (A-F) sont précisées dans le tableau I).

P foliaire



(a)

P foliaire



(b)

Fig 27: Evolution spatiale des teneurs en P foliaire d'*Elodea nuttallii* ( $mg \cdot g^{-1}$ ), des concentrations en  $P-PO_4^{2-}$  ( $\mu g \cdot l^{-1}$ ) de la phase aqueuse, du P extractible et du P total dans le sédiment ( $\mu g \cdot g^{-1}$ ) de deux cours d'eau alimentés par la nappe phréatique. (a) lors d'une amélioration "amont-aval" de la qualité de l'eau, (b) lors d'une aggravation de la qualité de l'eau.

**échangeable** dans le **sédiment**, mais **dans** ce cas, aucune relation avec le phosphore total du **sédiment** n'a pu **être observée**.

NOM **retrouvons** le **même résultat** avec les teneurs en P foliaire de *C.-obtusangula*. En effet, dans le secteur amont d'une **rivière phréatique (Zembs à Wittenheim)** la teneur en P foliaire est de **0,36% P (MS.)** alors qu'elle atteint **0,78 %** à l'aval, **après** une sucrerie (Zembs à Krafft-Erstein). Si cette augmentation ne correspond pas à un **accroissement** significatif de la charge **phosphatée** de l'eau ( $14 \mu\text{g.l}^{-1}$  en amont,  $20 \mu\text{g.l}^{-1}$  à l'aval), elle apporte **néanmoins** des indications sur **"l'historique"** de ce cours d'eau. **En effet, jusqu'à ces dernières années,** le secteur aval de la **Zembs était** contamine par les rejets de la raffinerie de sucre. Le cours d'eau ayant **été récemment réaménagé**, cette contamination a cessé mais son existence est encore **révélee** actuellement par le statut **très eutrophe** de la **végétation** aquatique, en désaccord apparent avec les valeurs de la trophie de l'eau (Carbiener et *al.* 1990), ainsi que par les teneurs **élevées** de P dans les organes foliaires de *Callitriche obtusangula*. Ces deux observations suggèrent ici un **mécanisme** de relais par le **sédiment** eutrophe, qui par un jeu **d'échanges** permanents avec la phase aqueuse, contribuerait à prolonger un **phénomène d'eutrophisation** ancien.

Il est **également** possible d'observer une **diminution** "amont-aval" des teneurs en P dans les organes foliaires de *C.obtusangula*, qui **révèle généralement** une **amélioration** de la **qualité de l'eau** par des **phénomènes** de dilution (apports infra-aquatiques d'eau **phréatiques** de bonne **qualité** ou confluence avec une **rivière phréatique**). **C'est** le cas notamment de la Blind qui est **moins** eutrophe en aval qu'en amont du secteur dit de **"Illwald" (Sélestat)**, en raison de la confluence de nombreux cours d'eau **phréatique** à l'aval. Les teneurs en P dans les organes foliaires passent de **0,35 %** en amont à **0,41%** en aval.

Remarquons **également** la **différence significative** des teneurs en P dans les organes foliaires **d'*Elodea nuttallii*** et de *Callitriche obtusangula*, **prélevées** dans deux cours d'eau **phréatiques**,

tous deux **situés** sur l'Ile de **Rhinau** (40 km au Sud de **Strasbourg**). Ces deux sources sont distantes de 300 m environ:

- l'une est **située à proximité** du Rhin canalise, mais sous couvert forestier avec un substrat **argile-limoneux**. L'influence contaminante du fleuve canalise est par **conséquent atténuée** en raison du **rôle** épurateur des **forêts alluviales (capacité** du système "sol-racine" à retenir les éléments **minéraux)** (Sanchez et al. 1991, 1993). La teneur moyenne en **P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>** dans le compartiment aqueux est de **17 µg.l<sup>-1</sup>** (valeur maximale = 25). La teneur moyenne en P dans les organes foliaires **d'*Elodea nuttallii*** est de **0,79%**, celle de *Callitriche obtusangula* est de **0,36%**.

- la seconde prend sa source à proximité du Vieux-Rhin, lui même fortement contaminé par des rejets de station **d'épuration**. Ce petit cours d'eau est situé dans une **zone** graveleuse, où la **capacité** de rétention des **éléments eutrophisants** est quasi nulle. La teneur moyenne en **P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>** est de **51,5 µg.l<sup>-1</sup>**, (valeur maximale = 66). La teneur moyenne en P dans les organes foliaires **d'*Elodea nuttallii*** est de **0,85%**, celle de *Callitriche obtusangula* atteint **0,60%**.

Les **différences de teneurs de P total dans les *Elodées* et *Callitriche*, observées dans ces deux sources** doivent néanmoins être prises en compte avec prudence: ~~en effet, les deux sources ne présentent pas les mêmes caractéristiques hydrologiques, puisque~~ la source orientale (la plus eutrophée des deux) ~~présente~~ des eaux courantes, alors que la source occidentale ~~présente des~~ eaux cakes ( $v < 0,01 \text{ m.s}^{-1}$ ), et pourrait de ce fait être assimilée à un système lévitique. Or les travaux ~~précédemment réalisés~~ au sein du laboratoire de botanique (Eglin et Robach 1992, Eglin et al 1993) ont ~~révélé~~ que les systèmes ~~lotiques~~ et ~~lénitiques~~ ~~présentaient~~, pour un même degré trophique, des ~~différences~~ importantes. ~ dans la composition de leurs ~~phytoécosses aquatiques~~.

Notons enfin les teneurs **élevées** (de **0,78 à 0,86%**) du P dans les plants de *C. obtusangula* **prélevés** dans le Rhin Tortu, petite **rivière pluviale, alimentée à** hauteur de Plobsheim par le contre canal de drainage. Ces teneurs **semblent disproportionnées** par rapport aux concentrations en phosphore dans l'eau (teneurs en **P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>** toujours **inférieures à 40 µg.l<sup>-1</sup>**) et dans le

**sédiment** ( $P$  total  $< 500 \mu\text{g.g}^{-1}$ ,  $P$  extractible  $< 50 \mu\text{g.g}^{-1}$ ), mais elles coïncident pourtant avec le statut **très** eutrophe de la **végétation** aquatique. Le Rhin **Tortu**, alimenté par la nappe **phréatique** riveraine du Rhin à son origine, reçoit des **effluents** de station **d'épuration**. Il est donc possible que ce cours d'eau soit contaminé **par** des **effluents** rejetés de **manière** discontinue. Les **prélèvements** et analyses d'eau **étant effectués** selon un pas de temps mensuel, il est possible que ces rejets **n'aient** pas **été détectés**. Cette hypothèse est **étayée** par ailleurs, par des concentrations anormalement **élevées** en **Zinc** ( $674 \mu\text{g.g}^{-1}$ ), **Manganèse** ( $169 \mu\text{g.g}^{-1}$ ), **Fer** ( $1200 \mu\text{g.g}^{-1}$ ) dans les organes **foliaires** de *C. obtusangula*. Ces valeurs **très élevées suggèrent également** une contamination par des rejets de type industriel.

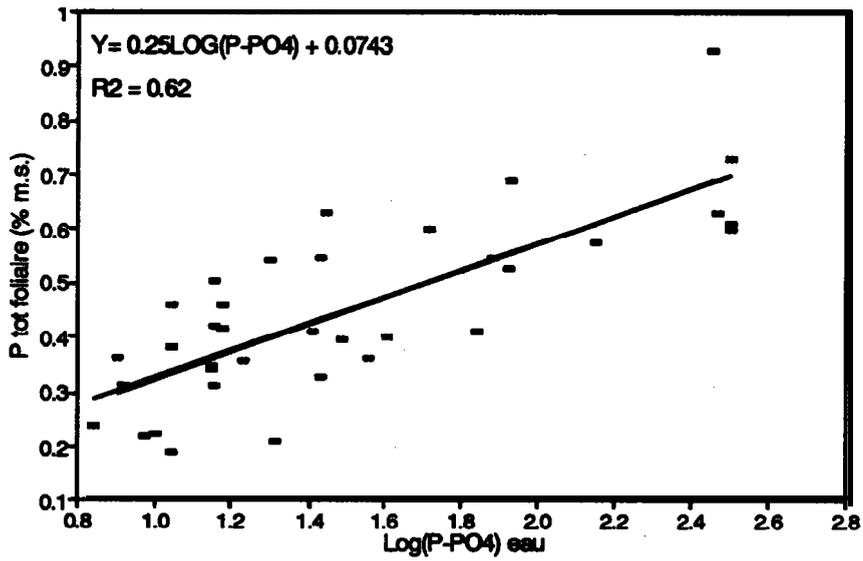
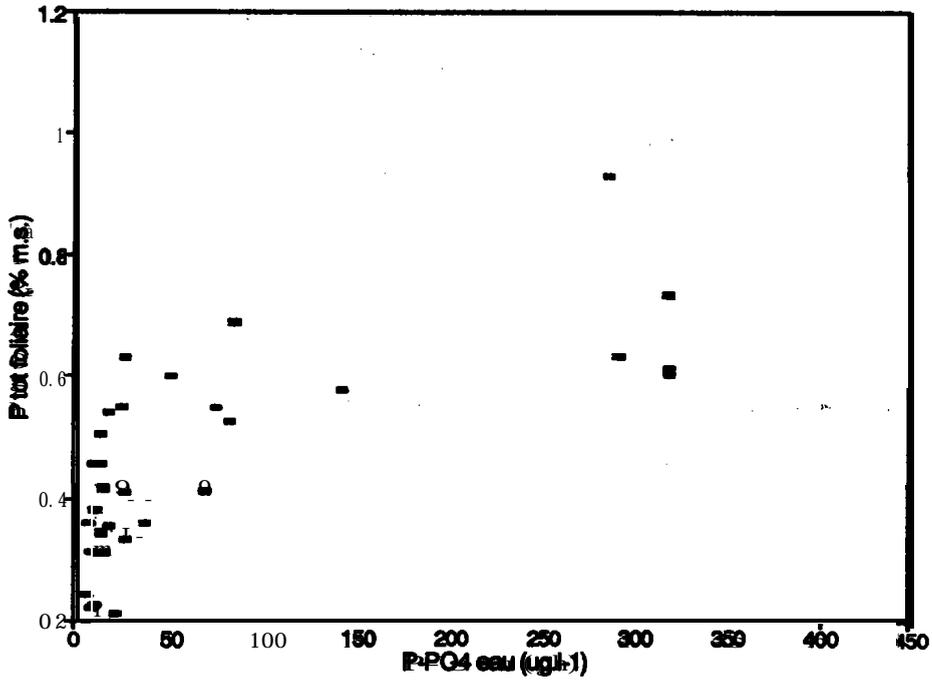
Les teneurs en  $P$  foliaire sont toujours **supérieures**, dans notre **système d'étude** à la valeur critique ( $1,3 \text{ mg } P.g^{-1}$ ) **proposée** par Gerloff & Krombholz (1966).

D'une **manière générale**, les plantes **inféodées** aux milieux oligotrophes ou **mésotrophes** correspondants 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 **caractérisés** par les **échelons** D, E, F (tableau VIII).

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 légniques** (teneurs en  $P$  foliaire de *Potamogeton perfoliatus* récolté dans un lac australien comprises entre 47 et **2,8 mg  $P.g^{-1}$** , **Royle & Ring** 1991). L'influence de la vitesse du courant sur l'absorption et l'accumulation du phosphore chez les plantes aquatiques **vasculaires** reste **à démontrer**. Notons à ce sujet, que les plus fortes teneurs en  $P$  interne ont **été observées chez *Ranunculus fluitans*** ( $18 \text{ mg } P.g^{-1}$ ), **espèce typique des milieux à courant vif**.

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 63 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 **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 2.7 à 5.6 mg  $P.g^{-1}$ ), qui semble peu dépendante de la **qualité** de l'eau.

Une étude plus **particulièrement ciblée** sur *Callitriche obtusangula*, *Elodea nuttallii*, *Elodea canadensis* et *Berula erecta* (annexe 12) a **révélé** l'existence de relations logarithmiques ( $P < 0.005$ ) 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 28-31). Les **quatre espèces** ne **présentent** pas les mêmes capacités d'absorption et de **stockage** du P dans les organes foliaires (**Fig 32**). Nous remarquons également que les trois **espèces présentant** un **système** racinaire peu **développé**, et des appareils **végétatifs** largement **déployés** dans le compartiment aqueux, **présentent** des relations logarithmiques similaires (les **paramètres** des droites de **régression** sont quasi-identiques). Parmi ces trois plantes, **l'espèce** qui **présente** la plus large amplitude écologique (*E. nuttallii*) est **également** celle qui **présente** la plus forte **aptitude à prélever** et stocker le phosphore à partir de l'eau.



■ valeurs observées — valeurs calculées

**Fig 28:** Teneurs moyennes en P total des organes foliaires de *Callitriche obtusangula* en fonction des teneurs moyennes en P-phosphates de l'eau (avant et après transformation logarithmique).

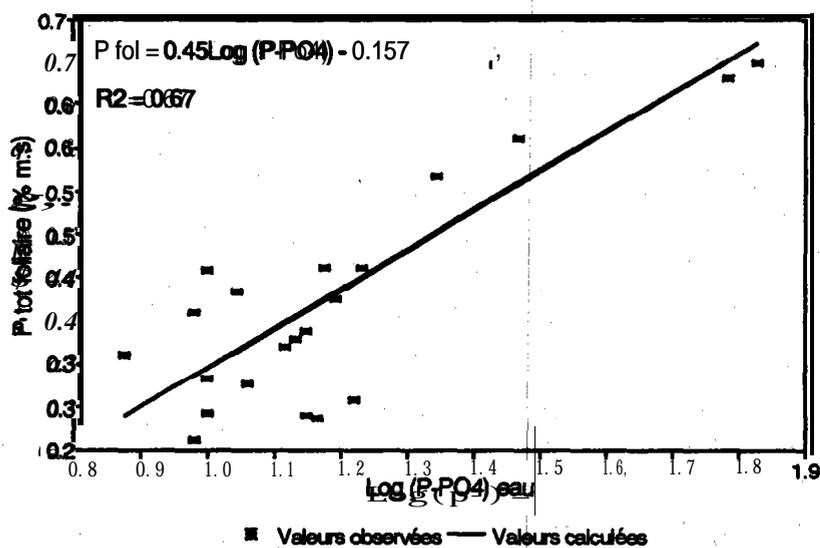
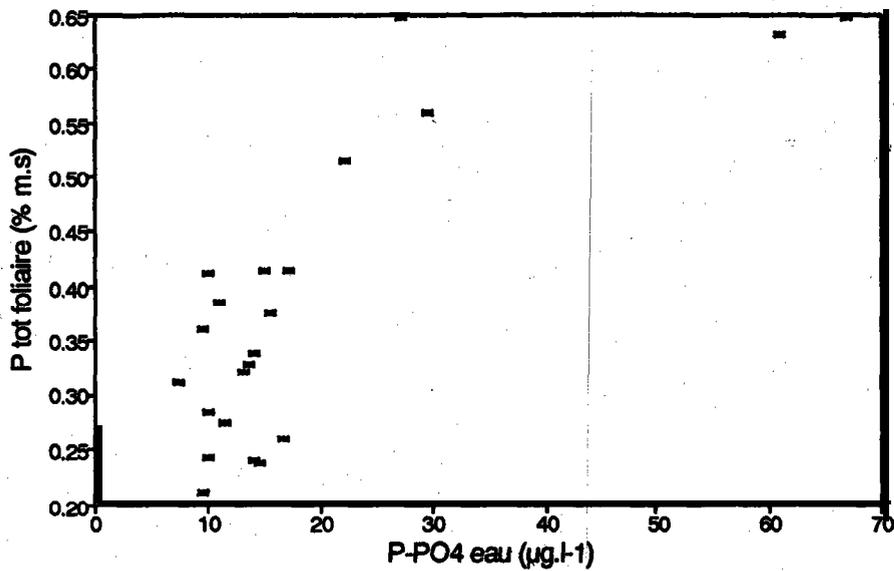
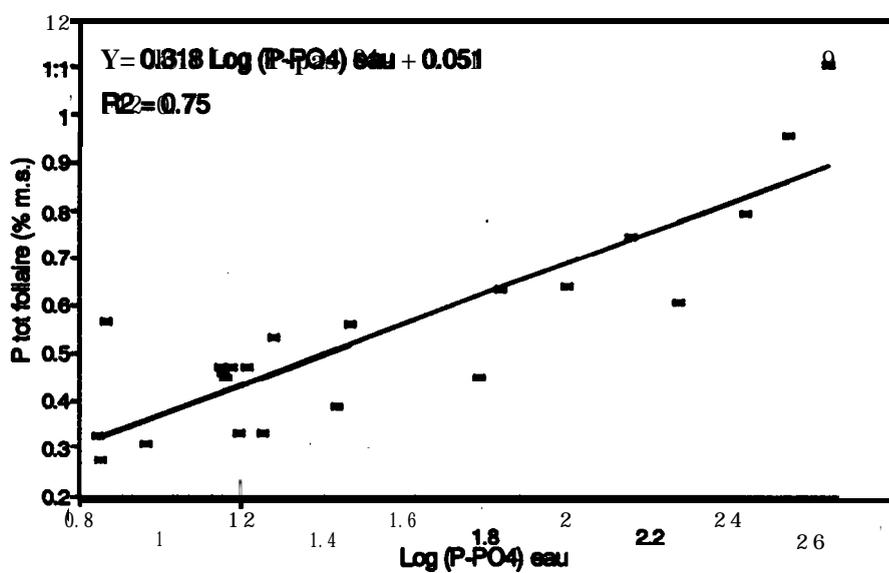
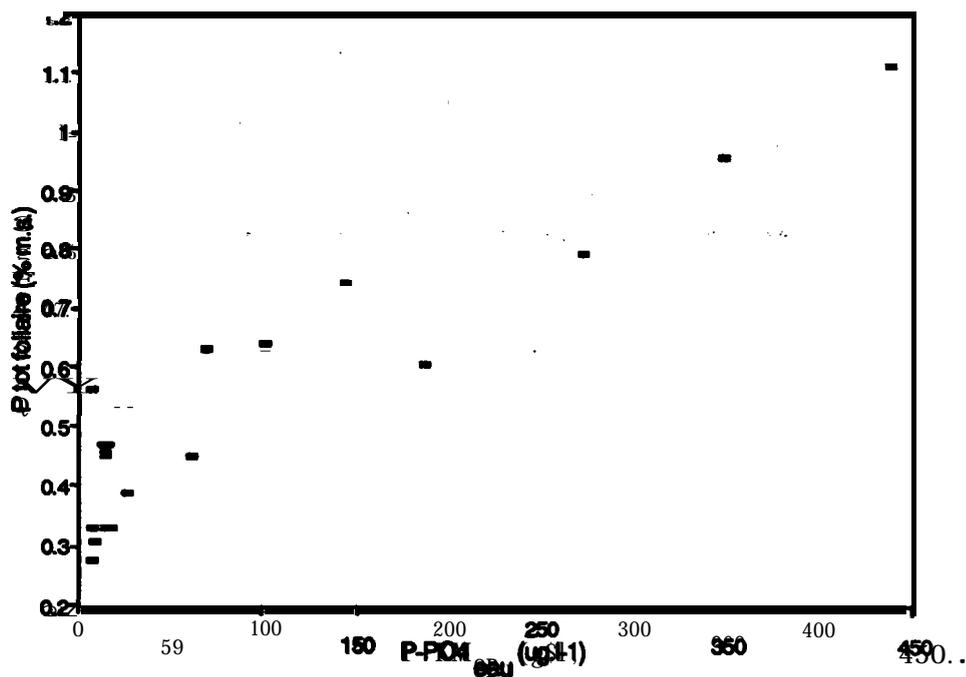
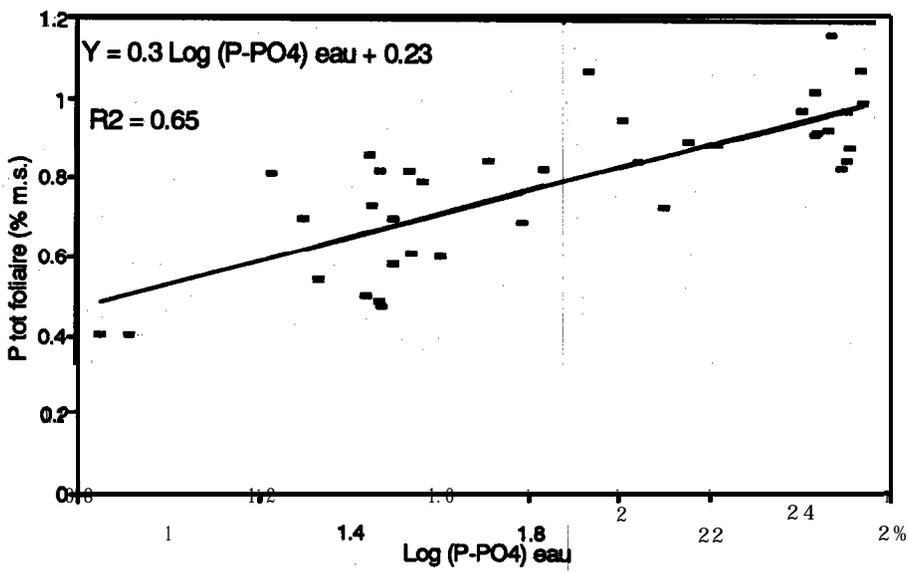
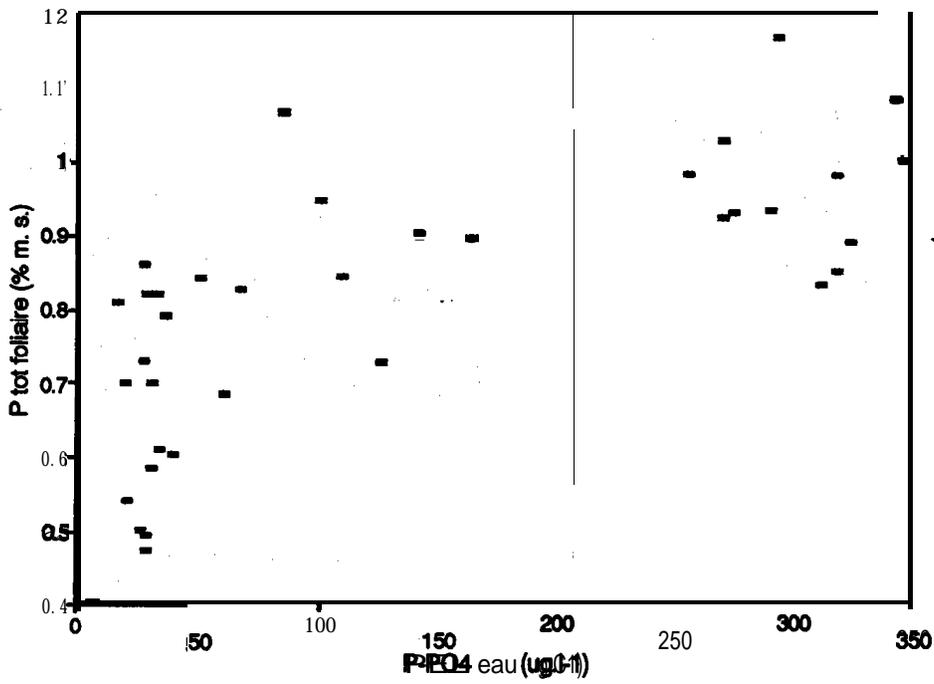


Fig 29: Teneurs moyennes en P total des organes foliaires de *Berula erecta* en fonction des teneurs moyennes en P-phosphates de l'eau (avant et après transformation logarithmique).



■ valeurs observées — valeurs calculées

Fig 30: Teneurs moyennes en P total des organes foliaires de *Elodea canadensis* en fonction des teneurs moyennes en P-phosphates de l'eau (avant et après transformation logarithmique).



■ valeurs observées — valeurs calculées

Fig. 31: Teneurs moyennes en P total des organes foliaires de *Elodea nuttallii* en fonction des teneurs moyennes en P-phosphates de l'eau (avant et après transformation logarithmique).

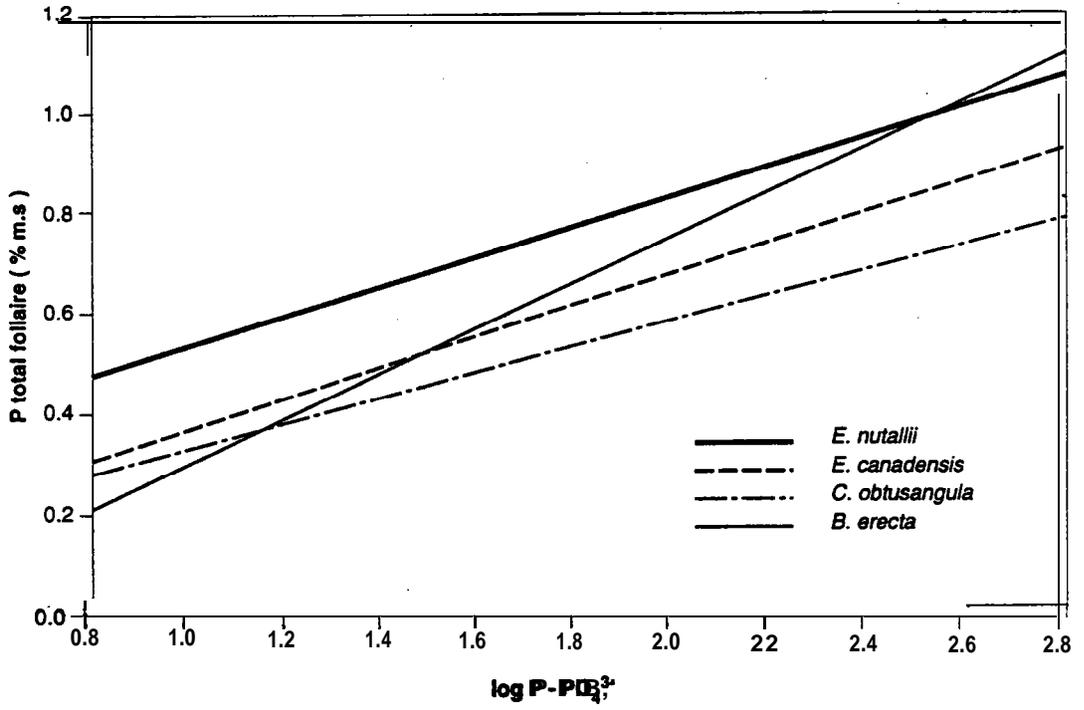


Fig. 32 Teneurs moyennes en P total des organes foliaires de *Callitriche obtusangula*, *Berula erecta*, *E. canadensis* et *E. nuttallii* en fonction des teneurs moyennes en  $P-PO_4^{3-}$  de l'eau (après transformation logarithmique)

En revanche, la plante **présentant** un appareil **végétatif** limite, **présente** une relation significativement différente, **caractérisée** par une pente plus importante.

Ces relations **révèlent** également l'existence d'un maximum d'absorption de P dans les **organes** foliaires des **quatre** macrophytes, lorsque la charge **phosphatée** de l'eau **excède**  $65 \mu\text{g P-PO}_4^{3-} \cdot \text{l}^{-1}$  pour *Berula erecta*,  $70 \mu\text{g P-PO}_4^{3-} \cdot \text{l}^{-1}$  pour *C. obtusangula* et  $100 \mu\text{g P-PO}_4^{3-} \cdot \text{l}^{-1}$  pour *E. nuttallii*, et *E. canadensis*. Cette valeur maximale d'absorption se comporte donc **comme** une constante **spécifique**, qui augmente avec l'**amplitude** trophique des **espèces**. Ce maximum pouvant 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), on peut donc penser que les **plantes inféodées** au milieu eutrophe **présentent** une **capacité** d'accumulation du phosphore **plus élevée** que les plantes de milieu **mésotrophes** ou oligotrophes.

A l'inverse, aucune relation n'a pu être **dégagée** à ce jour, entre les concentrations moyennes en P foliaire et les concentrations moyennes en P total ou en P extractible du sédiment (Fig 33 a-d).

#### b) **Variabilité** temporelle

La **variabilité** temporelle de la teneur en phosphore dans les organes foliaires est importante, que ce soit pour un même site, ou pour tous les sites confondus. **Carpenter** et Adams (1977) ont observé que les concentrations de P dans les organes foliaires de *Potamogeton pectinatus* sont les plus **élevées** au **début** du mois mai et à la **fin** du mois d'août, **concentrations** qui seraient liées aux **périodes** de floraison et de **fructification**, car le phosphore est accumulé dans les pousses dans cette phase de leur vie. Dykyova (1979) a également mis en évidence une variabilité

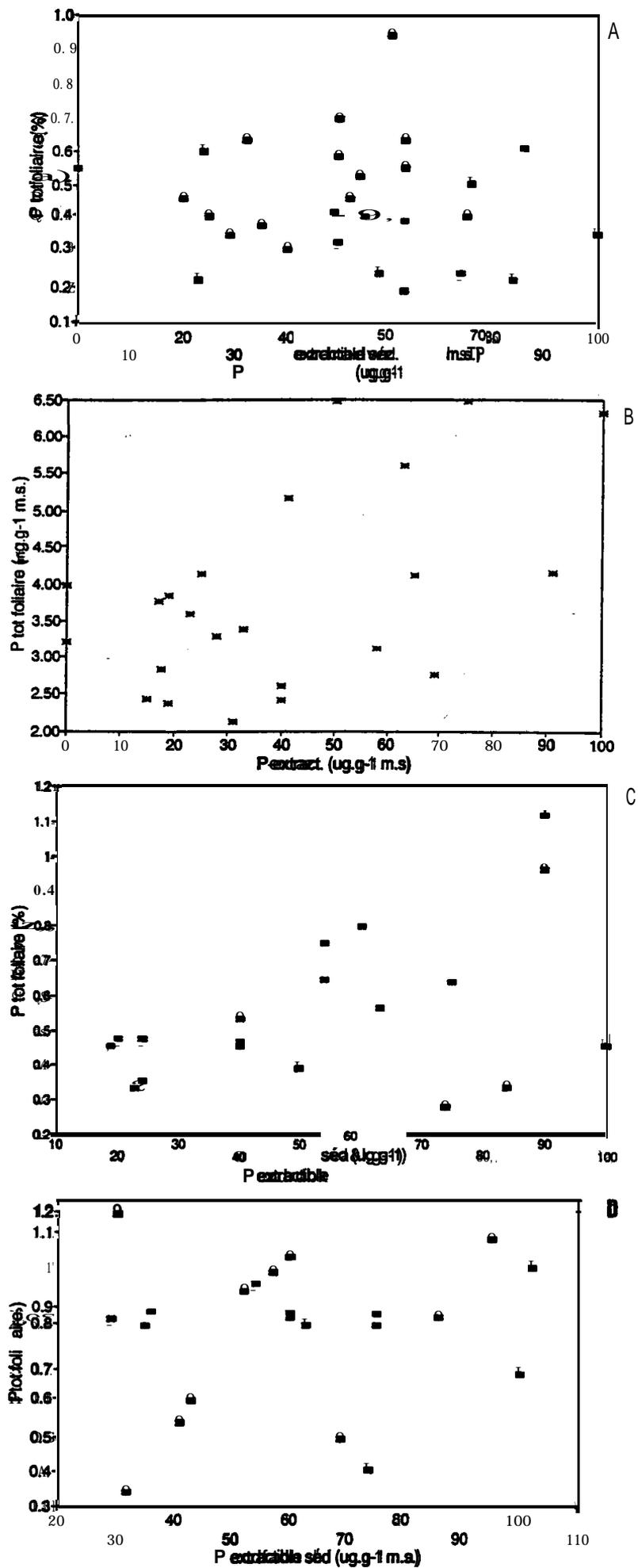


Fig 33 P extractible de sédiments et P total foliaire de  
 A) *Callitriche obscuriflora*, B) *Senecio jacobina*, C) *Elymus canadensis*, D) *Betula naltali*

saisonnière pour plusieurs espèces de macrophytes. Cet auteur montre notamment que la charge en P foliaire est plus élevée au mois de mai et diminue vers le mois d'août et de septembre.

En ce qui concerne trois espèces plus particulièrement étudiées (*C. obtusangula*, *E. nuttallii*, *E. canadensis*), nous observons une grande hétérogénéité dans les comportements saisonniers que ce soit sur un pas de temps important (annexe 13) ou sur un pas de temps très court (Fig 34 et 35). Dans la majorité des cas, les teneurs les plus élevées, en ce qui concerne les deux espèces, sont relevées après le mois d'août (septembre ou octobre) ce qui coïncide généralement avec une augmentation de la teneur en P total dans les sédiments (Fig 36) ou en février-mars. Par contre, les teneurs maximales de P dans *C. obtusangula* s'observent le plus souvent au mois de mai (période de floraison) ou au mois d'août, mais ces maxima restent subordonnés aux variations de la qualité de l'eau. En effet, les organes foliaires de *C. obtusangula* prélevés dans des rivières phréatiques situées dans le champ d'inondation de l'Ill, présentent les plus fortes valeurs après les épisodes d'inondation qui correspondent à des épisodes de forte contamination phosphatée.

Dans aucun cas, il n'a été possible de mettre en relation les valeurs dites "instantanées" de la qualité de l'eau avec la concentration en P dans les organes foliaires. L'absence de relation (apparente) entre les valeurs "instantanées" de phosphates dans l'eau et le P accumulé dans les organes foliaires, combinée à l'existence d'une relation entre les valeurs moyennes de l'eau et le P foliaire suggère ici, que les plantes aquatiques peuvent être considérées comme des organismes "intégrateurs" de la qualité de l'eau, ce qui justifie leur rôle bioindicateur de la qualité de l'eau.

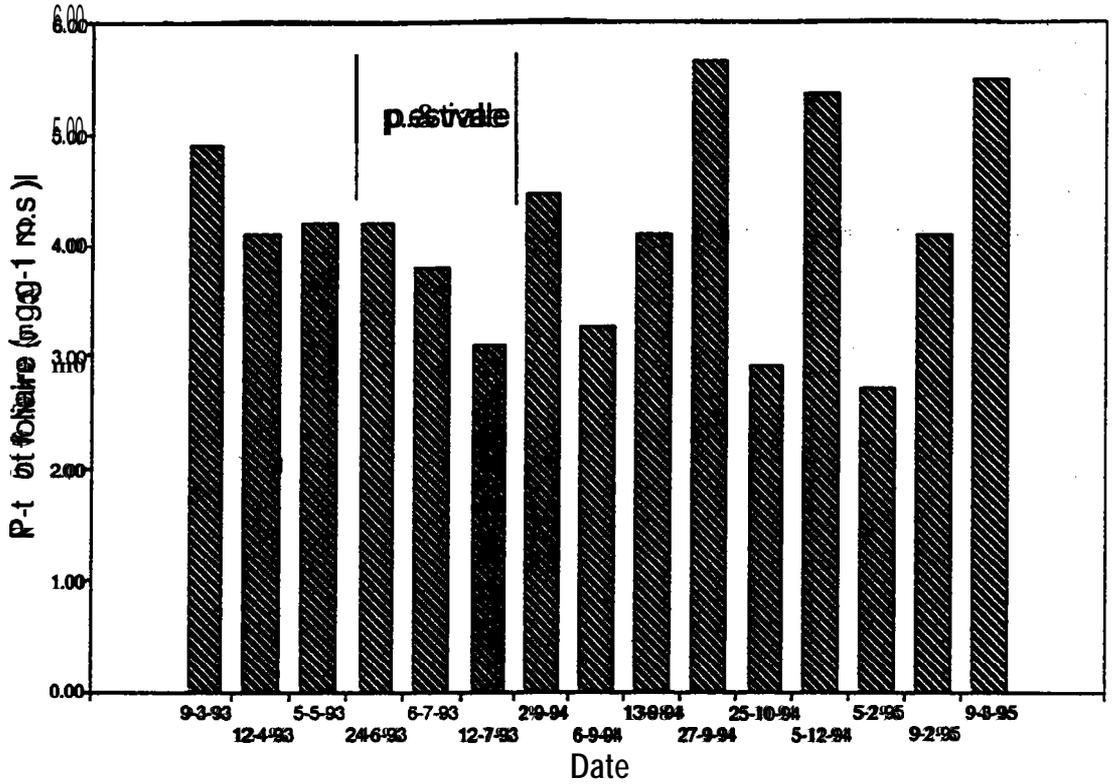


Fig 34: Variation temporelle du P total foliaire d'*Elodea nuttallii* prélevée dans le Laufgraben (Wiernheim)

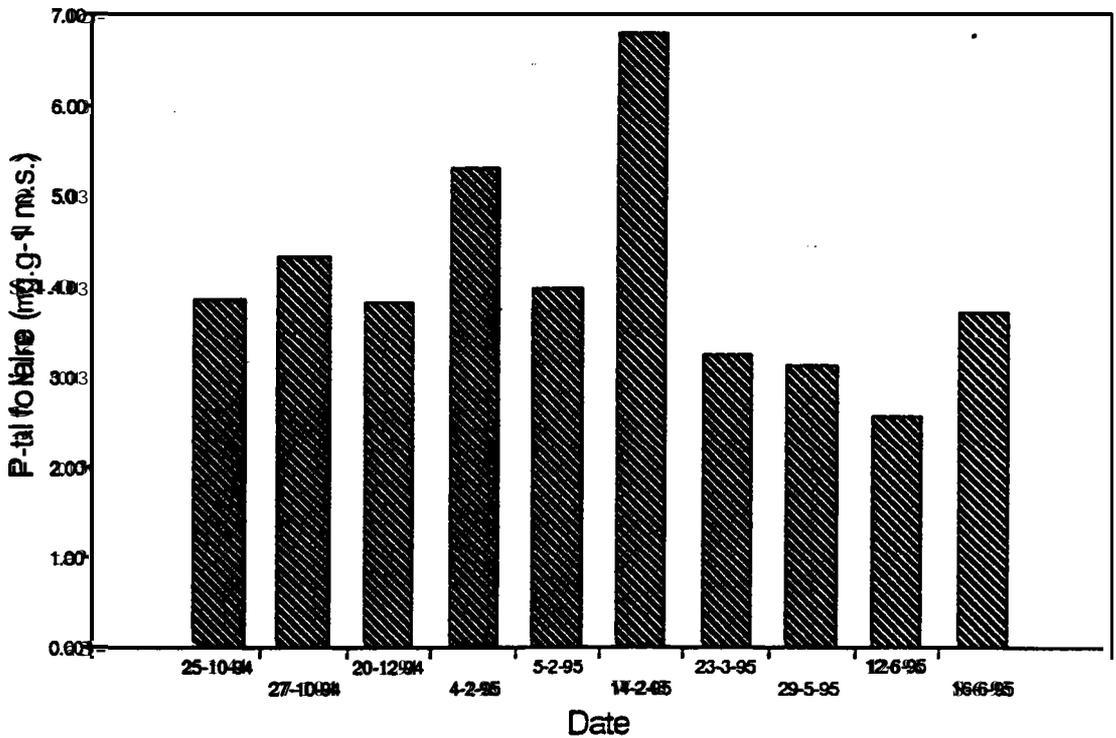


Fig 35: Variation temporelle du P total foliaire d'*Elodea nuttallii* prélevée dans le Laufgraben (Rhinau)

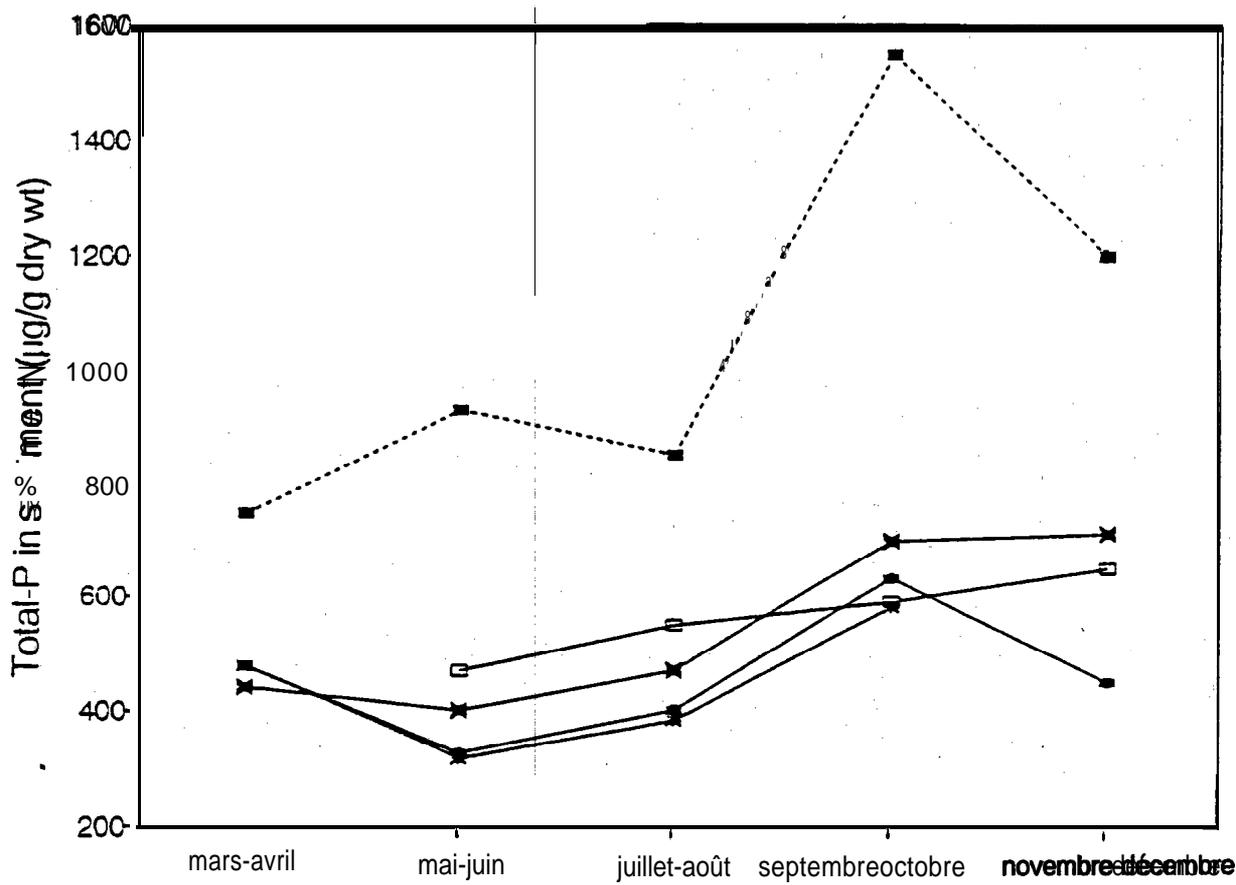


Fig 36 : Evolution temporelle du phosphore total ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  mat sèche) dans les sédiments de 5 cours d'eau de la plaine ello-rhénane.

### IV.3. Flux de phosphore en conditions contrôlées de laboratoire.

#### IV.3.1. Protocole expérimental

*Elodea nuttallii* a été choisie pour ces séries expérimentales en raison de son aptitude à coloniser des milieux de trophie variés, méso-eutrophes à eutrophes, voire même hypertrophes (de 30 à 500  $\mu\text{g P-PO}_4^{3-}\cdot\text{l}^{-1}$ ). Cette plante généralement enracinée présente en outre l'avantage de pouvoir se multiplier végétativement par fragmentation, donc en absence de sédiment.

Les Elodées utilisées lors des expériences proviennent d'un cours d'eau mésotrophe, (Istergraben) caractérisé par de faibles teneurs en  $\text{P-PO}_4^{3-}$  ( $< 30 \mu\text{g P}\cdot\text{l}^{-1}$ ) et en  $\text{N-NH}_4^+$  ( $< 60 \mu\text{g N}\cdot\text{l}^{-1}$ ).

Après leur récolte, les parties apicales des Elodées sont acclimatées dans les conditions expérimentales pendant 4 à 6 jours (éventuellement 10 jours si on désire obtenir des racines) dans des aquariums (10 l) contenant de l'eau du robinet dont la composition chimique est quasi identique à celle de l'Istergraben. Il s'agit en effet, d'une eau fortement minéralisée (conductivité  $> 600 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ), moyennement dure, bicarbonatée (250 mg  $\text{HCO}_3^-\cdot\text{l}^{-1}$ ), calcique (100 mg  $\text{Ca}^{2+}\cdot\text{l}^{-1}$ ), pauvre en éléments nutritifs (c 10  $\mu\text{g P-PO}_4^{3-}\cdot\text{l}^{-1}$ ), naturellement tamponnée. Ces aquariums sont placés dans un bassin en plexiglass rempli d'eau équipé d'un système réfrigérant, maintenant la température à 15°C ( $\pm 1^\circ\text{C}$ ). L'ensemble est placé sous une rampe d'éclairage composée de 8 néons (464 W), située à 30 cm au dessus du bassin permettant d'obtenir une intensité lumineuse de 5000 lux ( $\pm 200$ ) à la surface de l'eau des aquariums. La photopériode choisie (14 h lumière/10 h obscurité) correspond aux conditions d'exposition en période végétative. Les aquariums sont continuellement aérés avec de l'air atmosphérique, permettant un renouvellement du milieu en  $\text{O}_2$  et  $\text{CO}_2$ .

Après l'acclimatation, les **Elodées non enracinées destinées à l'étude** des transferts de P entre la phase aqueuse et les organes foliaires sont **rincées** rapidement à l'eau claire, **pesées après** égouttement, **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 **rincées, pesées** et enracinées dans des pots en verre contenant **200 ml de sédiment eutrophe** ( $1000 \mu\text{g P total.g}^{-1}$ ,  $80 \mu\text{g P extractible.g}^{-1}$ ). Le **sédiment** est recouvert d'une couche de paraffine pour limiter les **échanges** directs entre l'eau et le **sédiment**. Pour éviter des **phénomènes** de fermentations à l'intérieur du **sédiment**, une longue tige creuse en verre, **plantée** dans le **sédiment** et débouchant à l'extérieur du système, permet de maintenir un **équilibre gazeux** avec l'atmosphère.

Deux protocoles **expérimentaux** ont été réalisés:

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 (Cf ci-dessus), soit en milieu renouvelé, où la charge **phosphatée** est maintenue constante (alimentation continue en phosphates grâce à une pompe **péristaltique**). Dans ce cas, le milieu se renouvelle **complètement** en 24 h, l'excédent d'eau **s'évacuant** par débordement. 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 choisi des **concentrations** de **P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>** dans l'eau **représentatives** de la gamme trophique **observée** dans le **réseau** hydrographique de la plaine d'Alsace : **5** ou **50** (valeur **considérée** comme une valeur **témoin**), **100, 200, 400, 500, 1000, 2000** **µg.P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>** **l<sup>-1</sup>** (ces deux **dernières** concentrations **étant fréquemment relevées** dans **l'Ill** et ses annexes).

## IV.3.2. Résultats

### IV.3.2.1. Cinétique d'absorption en milieu non renouvelé:

Quelles que 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 µg P.l<sup>-1</sup>**.

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 :

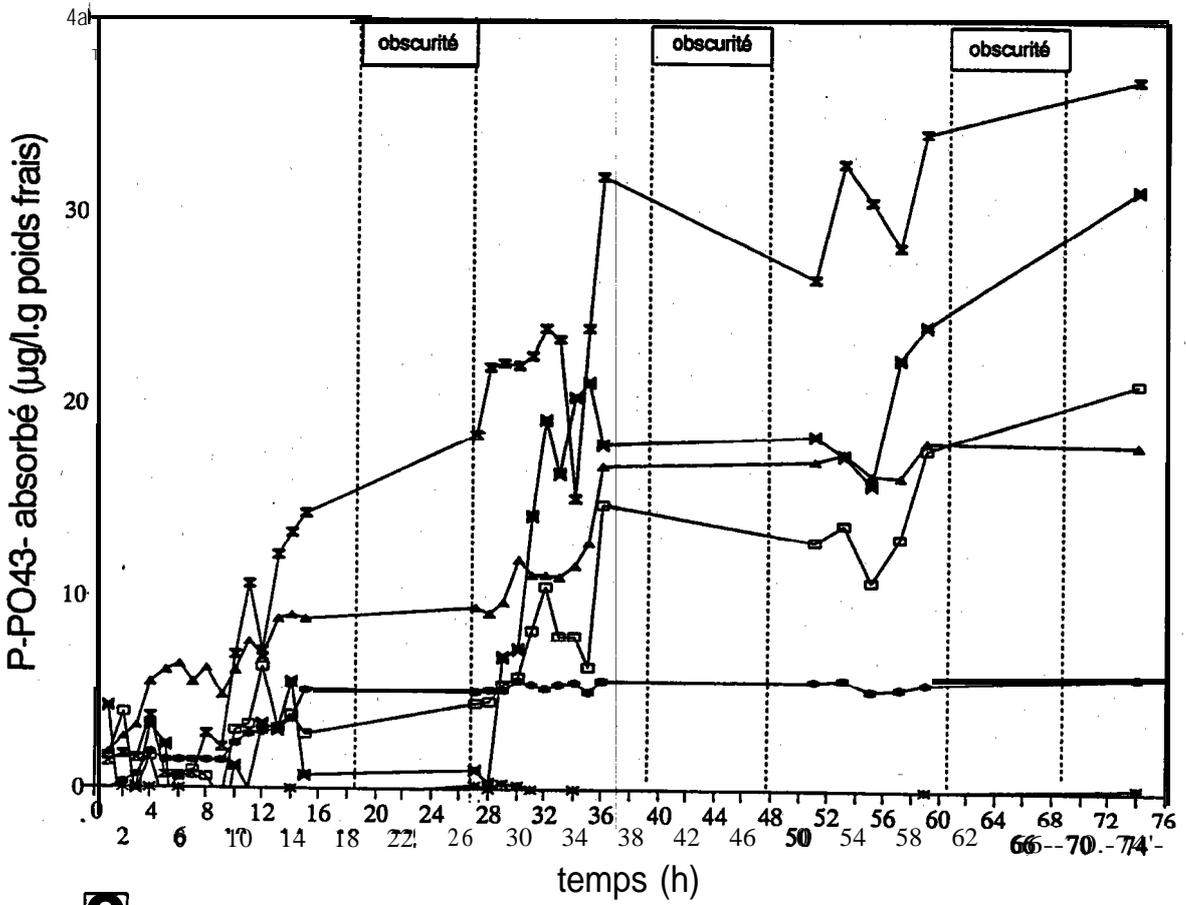
**A(P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>)**: taux d'absorption de phosphore au temps t (**µg P.l<sup>-1</sup>.g<sup>-1</sup> mat.sèche**)

**Q<sub>t</sub>**: concentrations en **P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>** (**µg.l<sup>-1</sup>**) au temps t

**Q<sub>0</sub>**: concentrations en **P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>** (**µg.l<sup>-1</sup>**) au **début de l'expérience**

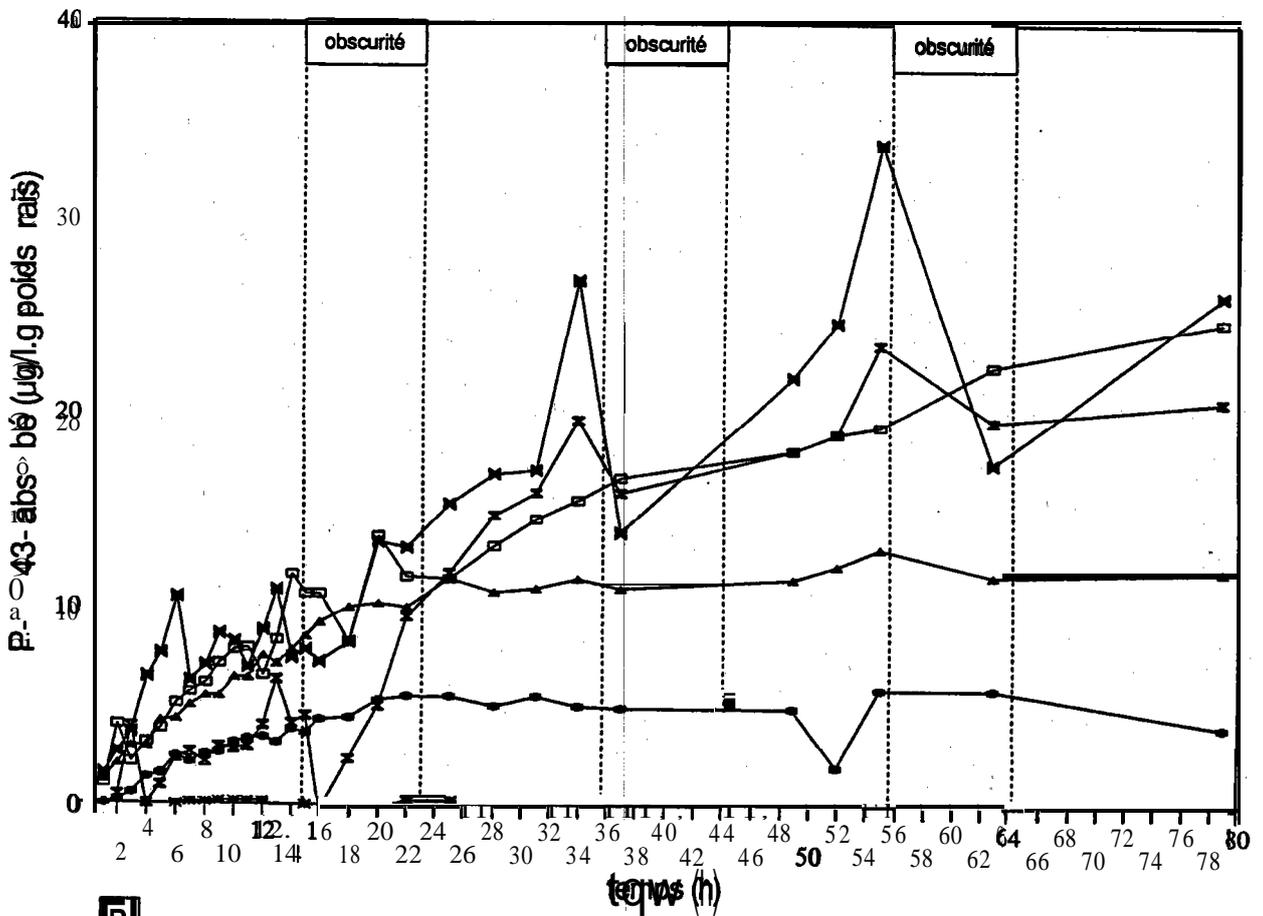
**M**: masse **d'Elodées** en **début d'expérience** (**g mat.sèche**)

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 37 **a-c**, **38 a-b**, **ann 13 à 17**).



**A**

● 50 µg/l    ▲ 100 µg/l  
 □ 200 µg/l    ■ 400 µg/l    ◆ 800 µg/l



**B**

Fig 37: Cinétique d'absorption du phosphore des phosphates de l'eau. Système sans sédiment, sans renouvellement du milieu nutritif. A) Février 1995, B) Mars 1995.

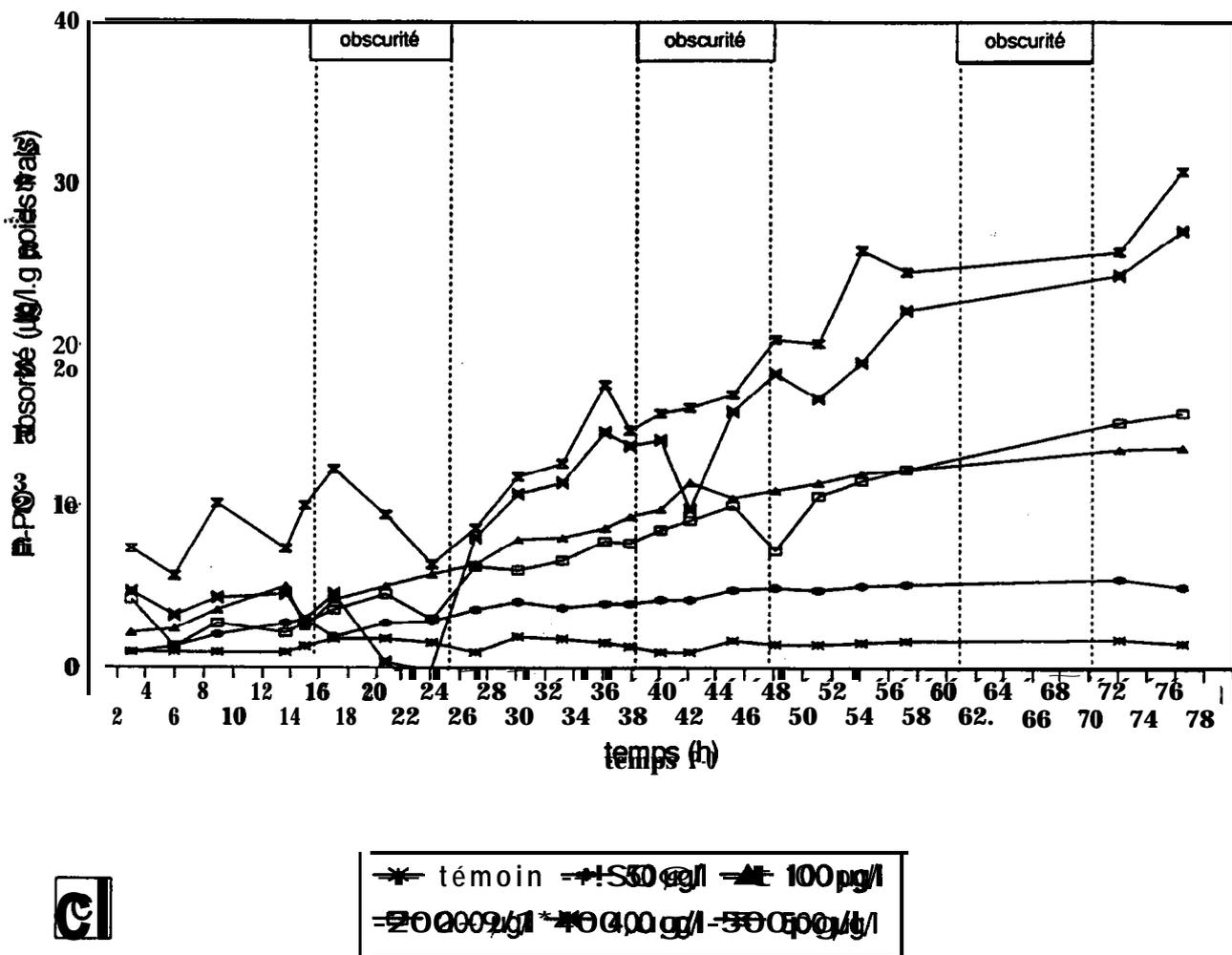
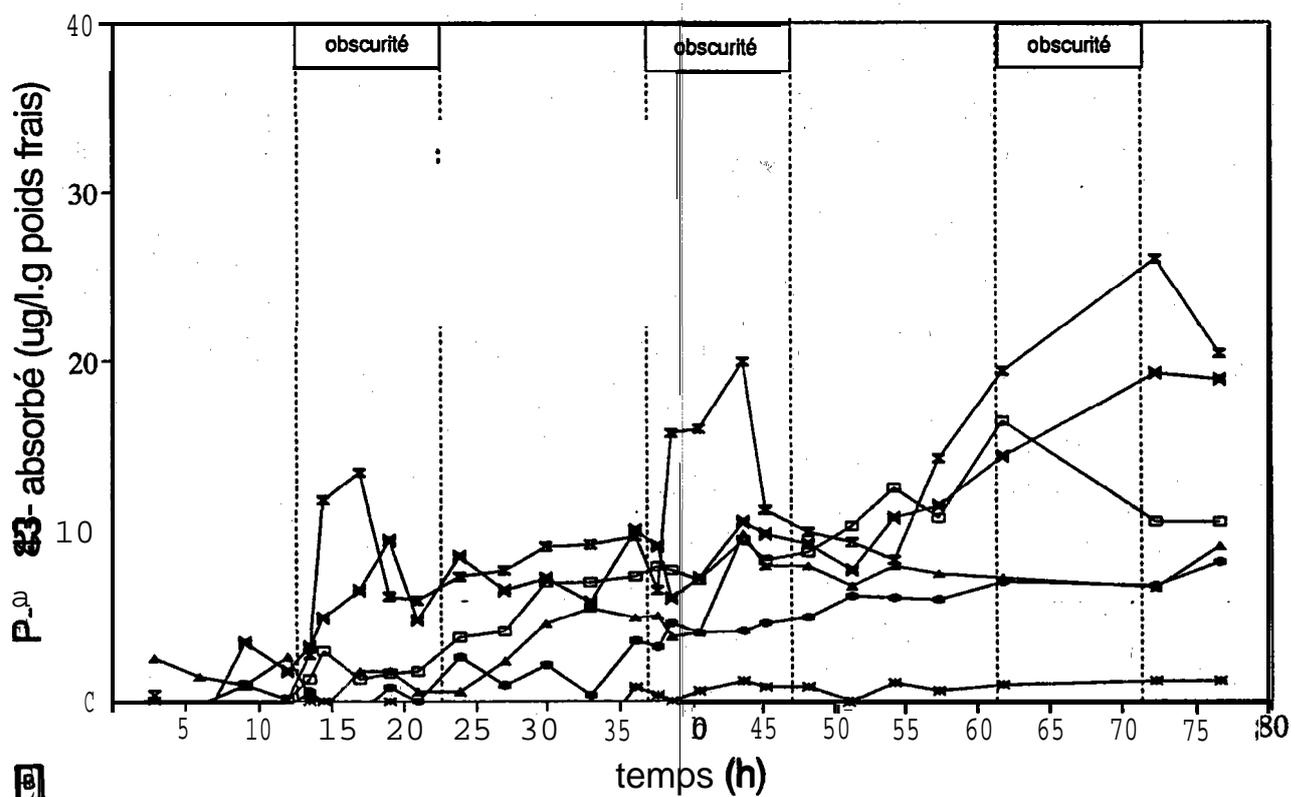
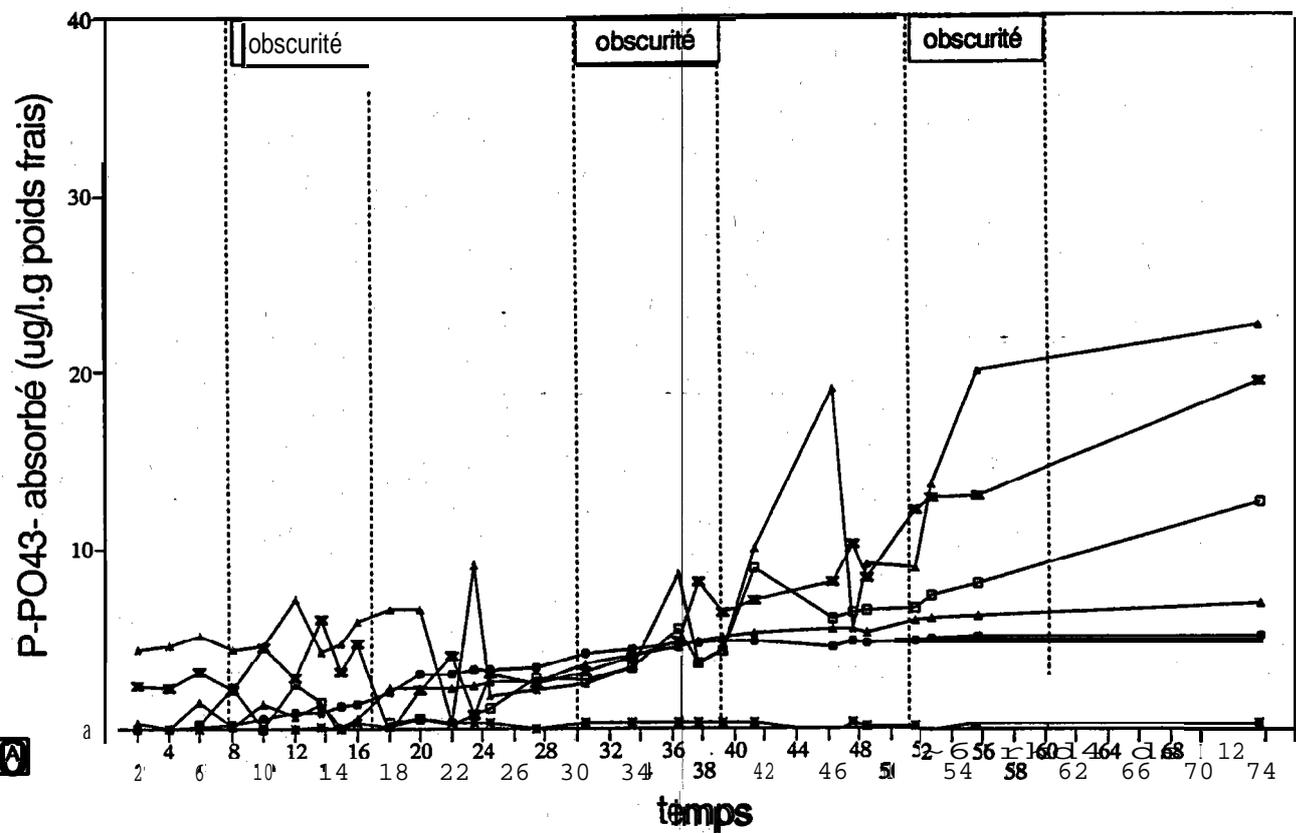


Fig 37: Cinétique d'absorption du phosphore des phosphates de l'eau  
 Système sans sédiments, sans renouvellement du milieu. C) Avril 1995



\* témoin = 50 ug/l    ▲ 100 ug/l  
 □ 200 ug/l    ▼ 400 ug/l    × 500 ug/l

Fig 38: Cinétique d'absorption du phosphore des phosphates de l'eau  
 Système avec sédiment, sans renouvellement du milieu A) Mars 1995, B) Mai 1995

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 M antibiotique (9 **mg L<sup>-1</sup>** de **Chloramphénicol**) 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** (Fig 39). De même, des **contrôles** effectués au microscope **à** la fin des expériences, n'ont **révélé** que de **très** petites **quantités** d'organismes epiphytiques **à** la surface des feuilles, excepte 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  $\mu\text{g P-PO}_4^{3-}\cdot\text{L}^{-1}$**  (annexes 14 à 19).

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 (Fig 40), 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.

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 ( **$\text{P-PO}_4^{3-} > 100 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$** ) que lorsque la plante dispose de deux sources abondantes de nutriments (**sédiment** et eau) (Fig 41). 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**.

avec chloramphénicol (29 mg/l)

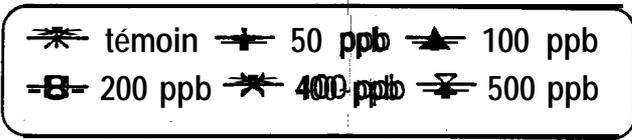
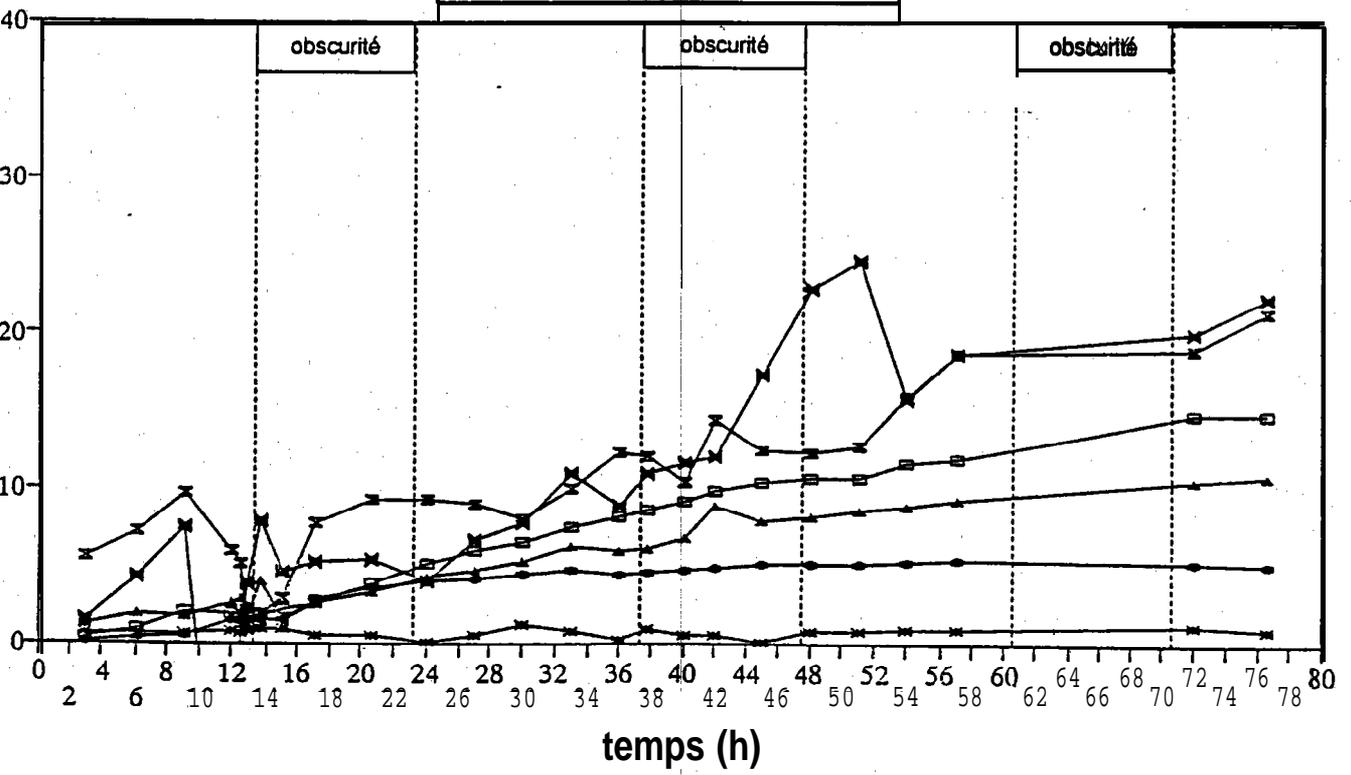


Fig 39: Cinétique d'absorption du phosphore des phosphates de l'eau Système sans sédiment, sans renouvellement du milieu, avec antibiotiques

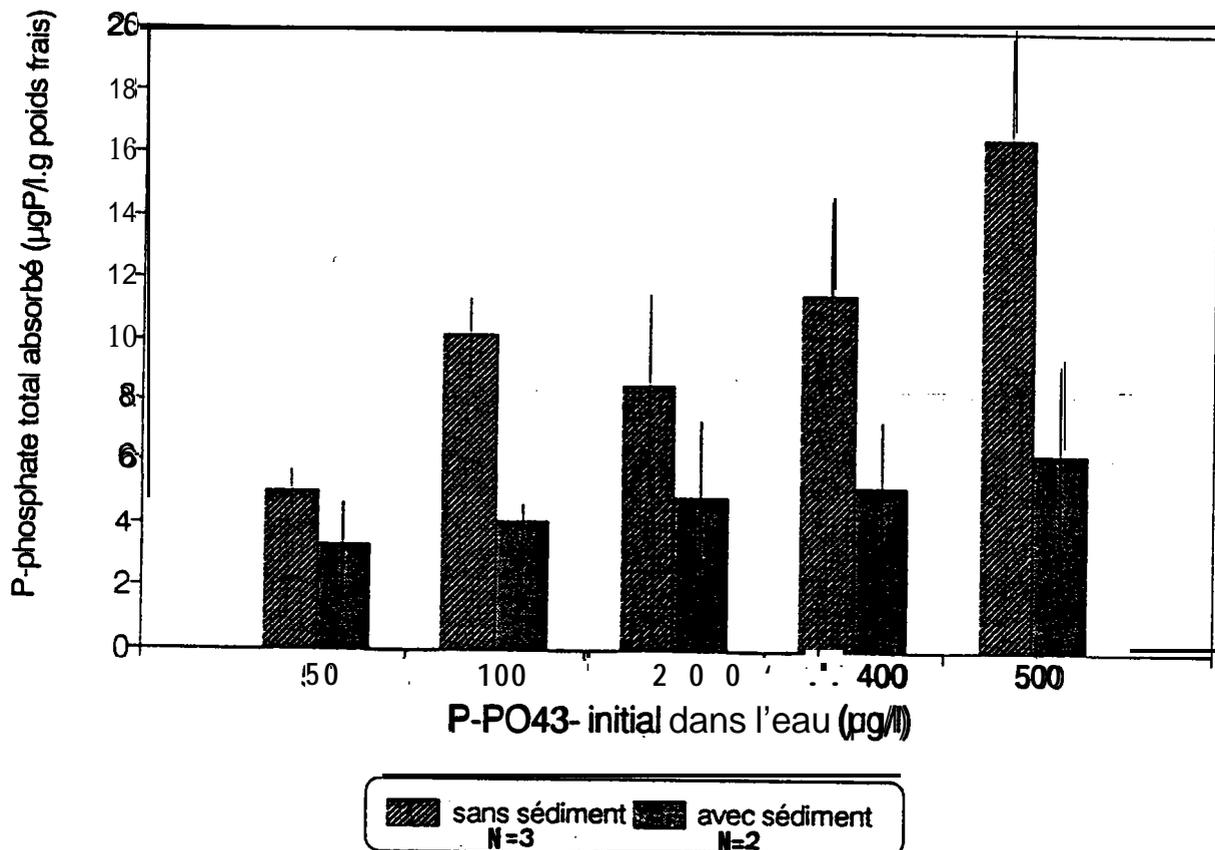


Fig 40: Phosphore total absorbé en 30 h à partir de la phase aqueuse ( $\mu\text{g P-Phosphate/l.g poids frais}$ ) par *Elodea nuttallii*, en présence d'une source de P (phase aqueuse) ou de deux sources de P (phase aqueuse + sédiment), en fonction de la charge phosphatée du compartiment aqueux.

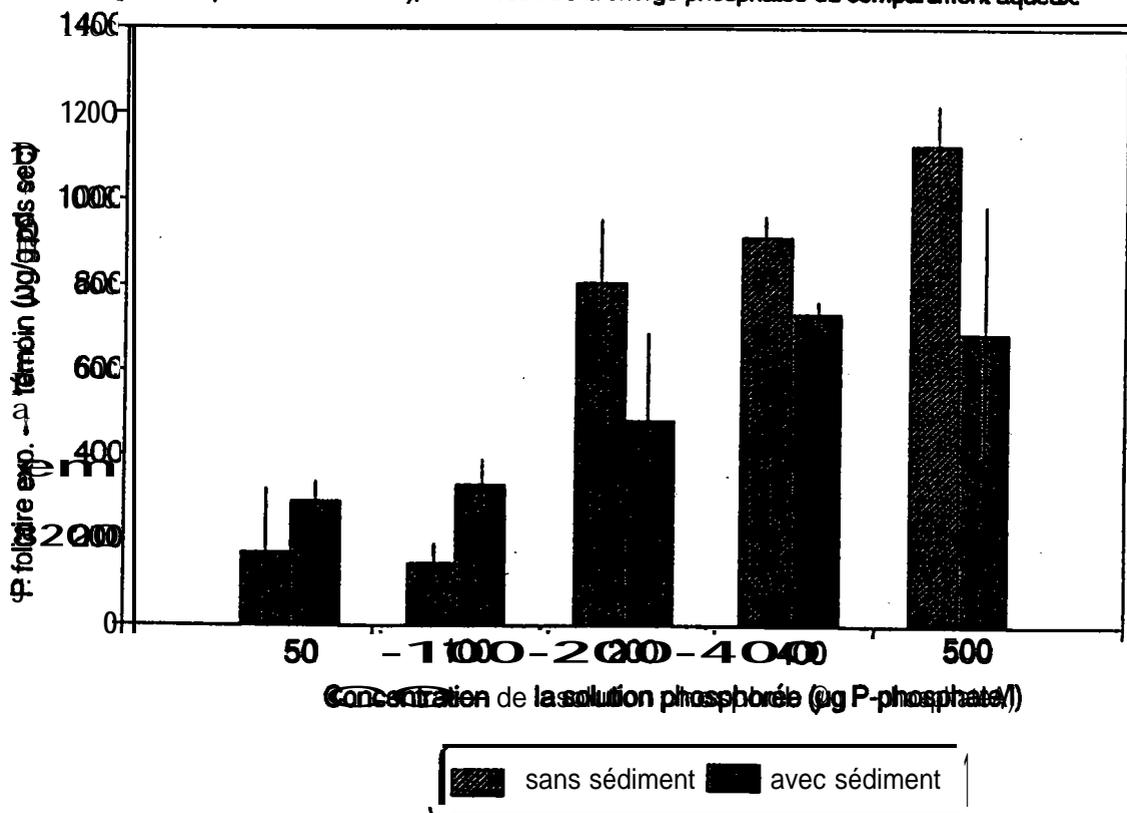


Fig 41: Accroissement du P total foliaire d'*Elodea nuttallii* par rapport au témoin (P foliaire exp.-P foliaire témoin) pour chaque concentration expérimentale.

Expérience réalisée pendant trois jours sans renouvellement du milieu.

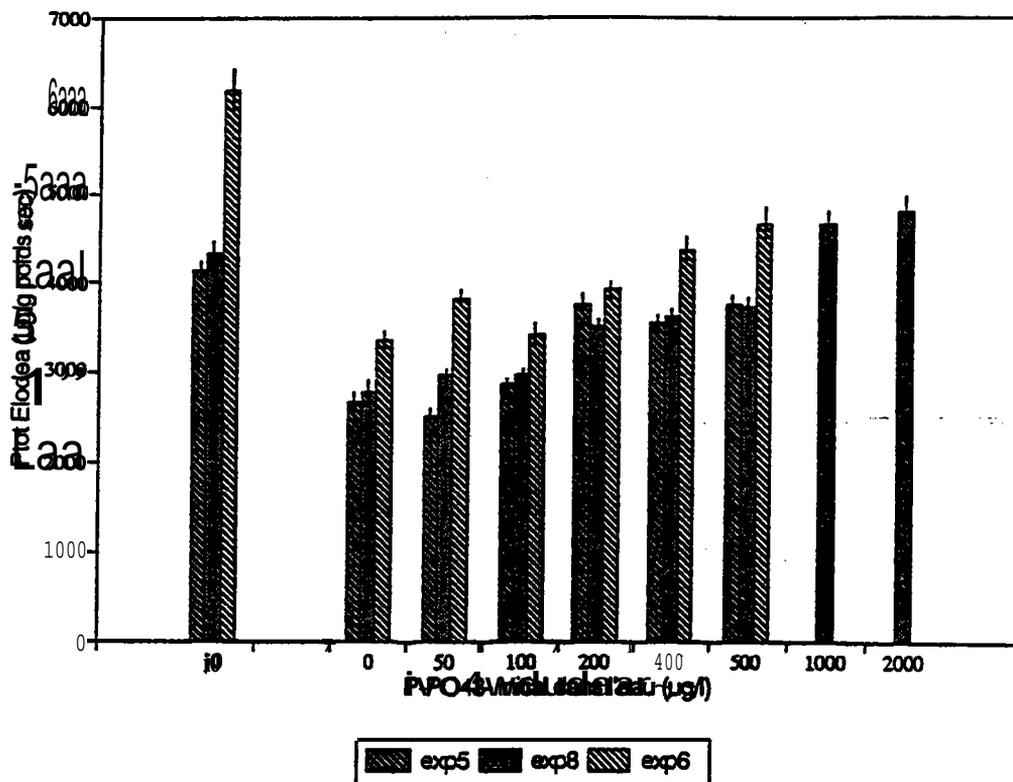
Moyenne et écart-type calculés à partir de trois expériences pour le système expérimental sans sédiment, et de deux pour le système avec sédiment.

#### IV.3.2.2. Influence de la charge phosphatée de l'eau sur l'accumulation du phosphore dans les plantes (P total) en milieu renouvelé.

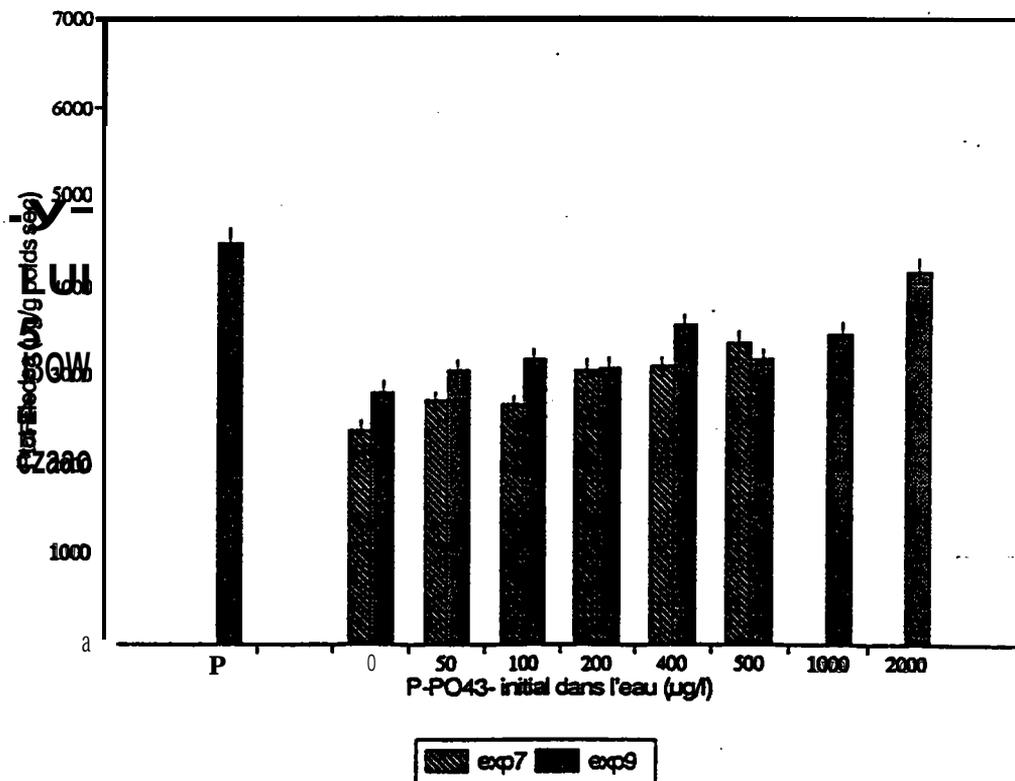
Dans un premier temps, nous étudions l'influence d'une concentration constante en phosphates dans l'eau (0, 50, 100, 200, 400, 500  $\mu\text{g P-PO}_4^{3-}\text{L}^{-1}$ ) sur des plantes non **enracinées** qui ne disposent donc que d'une seule source de nutriments: le compartiment aqueux. Douze **élodées** sont **prélevées** dans chaque aquarium au **début de l'expérience**, puis chaque jour, pendant trois jours, **séchées** puis **minéralisées** afin de **déterminer la quantité** de phosphore total contenu dans les organes **foliaires**. Trois **expériences similaires** ont **été effectuées**. La qualité de l'eau (constance de la charge trophique) est **vérifiée** quotidiennement.

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** (Fig 42), ni sur la production de biomasse (Fig 43).

Une **expérience** complémentaire a **été réalisée** pour étudier l'influence du **sédiment** sur l'accumulation du phosphore dans les plantes. Pour cela, nous avons **utilisé 5** aquariums dont le fond **présente** deux compartiments **séparés par** une cloison **étanche** (cloison en aluminium et joints de paraffine). Dans un compartiment nous disposons des **élodées fixées** sur des anneaux en verre, dans l'autre compartiment, nous disposons une couche de 3-5 cm de **sédiment** eutrophe dans lequel nous plantons des **élodées pourvues** d'un système racinaire. Les aquariums sont remplis d'eau dont les charges phosphatées (0, 50, 100, 200, 500  $\mu\text{g P-PO}_4^{3-}\text{L}^{-1}$ ), sont maintenues constantes pendant 5 jours. Nous disposons donc d'un **système expérimental**, où les **élodées enracinées** et non **enracinées, prélevées** le même jour, **acclimatées** pendant 6 jours dans



**Fig 42:** Teneur en Phosphore total dans les tissus d'*Elodea nuttallii* à J3. Système sans sédiment. Sans renouvellement du milieu. (exp5 et 6 : Février 1995 ; exp8 : Avril 1995). (Barre d'erreur correspond à l'erreur liée à la mesure).



**Fig 43:** Teneur en Phosphore total dans les tissus d'*Elodea nuttallii* à J3. Système avec sédiment. Sans renouvellement du milieu. (exp7 : Mars 1995 ; exp9 : Mai 1995). (Barre d'erreur correspond à l'erreur liée à la mesure).

les mêmes conditions, sont **immergées** (pendant la durée de l'expérience et pour chaque charge phosphatée étudiée) dans la même eau.

Au bout de 5 jours et pour les doses les plus élevées (209 et 508  $\mu\text{g P-PO}_4^{3-}\cdot\text{l}^{-1}$ ) nous observons un accroissement du phosphore total des feuilles non enracinées par rapport aux plantes témoin (plantes cultivées dans un milieu contenant moins de 5  $\mu\text{g P-PO}_4^{3-}\cdot\text{l}^{-1}$ ) (Fig 44). 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  $\mu\text{g P-PO}_4^{3-}\cdot\text{l}^{-1}$ , 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  $\text{P}\cdot\text{g}^{-1}$  même lorsque la charge phosphatée excède 100  $\mu\text{g P-PO}_4^{3-}\cdot\text{l}^{-1}$  alors qu'elles atteignent 12 mg  $\text{P}\cdot\text{g}^{-1}$  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.

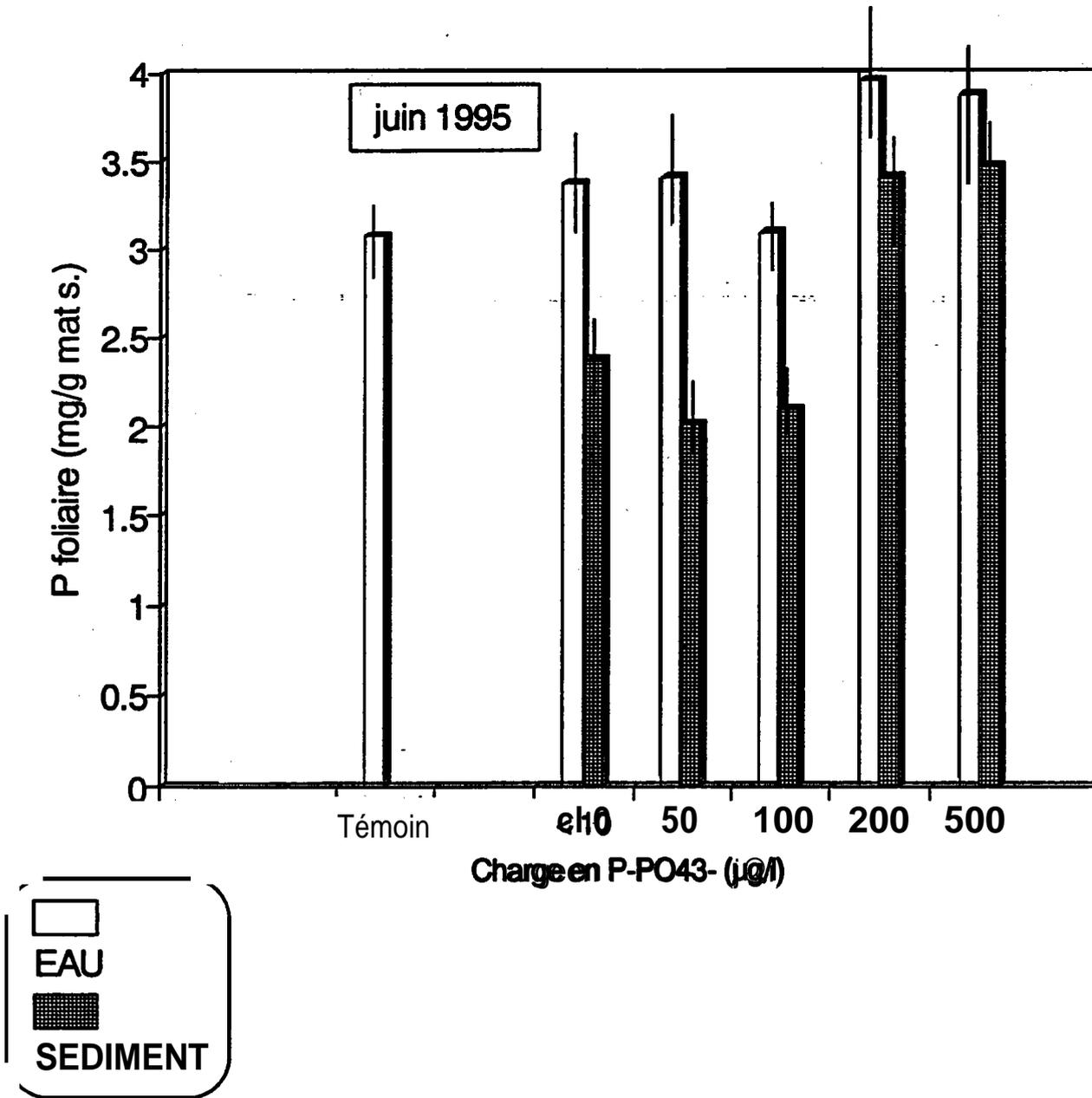


Fig. 44. Influence de la charge phosphatée de l'eau sur les teneurs en P total des organes foliaires d'*Elodea* *enracinée* et non *enracinée*, dans un milieu nutritif renouvelé (durée de l'expérience = 5 jours)

Or, dans nos aquariums, la concentration en  $\text{N-NH}_4^+$  est faible et quasi constante ( $\leq 10 \mu\text{g N-NH}_4^+ \cdot \text{l}^{-1}$ ), 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.333. Conclusion

Les macrophytes jouent un **rôle** important dans la circulation du phosphore au sein de l'**écosystème** aquatique et peuvent être à ce titre, des marqueurs du niveau trophique de l'eau tant au niveau des **communautés végétales** qu'au niveau des individus.

Les premiers **résultats** obtenus à partir des données de terrain, concernant **l'évolution** des teneurs en P foliaires de trois macrophytes **aquatiques immergés**, confirment l'importance de la charge phosphatée de l'eau sur l'assimilation et l'accumulation du P dans la plante, **indépendamment** de la charge **phosphatée (P total)** du **sédiment**. Ces **résultats** suggèrent une absorption **foliaire préférentielle**, ce qui justifierait en partie, le principe de la bioindication du degré trophique de l'eau par les **communautés végétales**.

Par ailleurs, la **très** grande variabilité des teneurs en P interne dans les plantes, et plus **particulièrement** dans les macrophytes **susceptibles** de se multiplier par fragmentation, nous **révèle** l'existence de **phénomènes d'accumulation** du P **à l'intérieur** des tissus, lorsque le **degré** trophique de l'eau **s'élève**. Le phosphore **accumulé** devient alors une source potentielle de P pour

la plante, lorsque les sources **exogènes** de **nutriments s'épuisent** (Fogg 1973, Kulaev 1979). L'aptitude d'une **espèce** aquatique à stocker de grandes **quantités** de phosphore lui permettrait ainsi de **résister** aux importantes fluctuations temporelles de la charge **phosphatée** de l'eau, fluctuations **caractéristiques** des milieux eutrophes. **Cette -capacité** la rendrait ainsi plus compétitive en milieu eutrophe qu'une **espèce** moins apte à accumuler le P, ce qui pourrait en partie, expliquer la distribution, dans notre site **d'étude, des** deux **espèces d'Elodées** présentant les **mêmes** spectres trophiques: ***E. nuttallii*** (**préférentiellement inféodée** aux milieux eutrophes, voire **même hypertrophes**) et ***E. canadensis*** (**préférentiellement inféodée** aux milieux **mésotrophes**). En effet, ***E. nuttallii*** présente des **capacités** d'accumulation de P plus importantes que ***E. canadensis***, ce qui la rendrait ainsi plus **compétitive** en milieu eutrophe. Cette **espèce** utilise **également l'azote** ammoniacal comme source **d'azote** alors que cette forme d'azote inhibe **l'activité photosynthétique d'*Elodea canadensis*** à partir de  $100 \mu\text{gNH}_4^+\text{L}^{-1}$  (Dendève *et al.* 1993; Rolland *et al.* 1995).

Enfin, nous montrons, en conditions **expérimentales, qu'*Elodea nuttallii*** est capable de **prélever** du phosphore à partir du compartiment aqueux seul, voire des deux compartiments (eau et **sédiment**), mais le **phénomène** d'accumulation de P dans les tissus **végétaux** est accentué lorsque la seule **source** de phosphore est la phase aqueuse. Avec ou sans **sédiment**, l'absorption foliaire reste **dépendante** de la charge phosphatée de l'eau.

Dans les conditions naturelles les plantes aquatiques disposeraient donc de trois sources de phosphore: le phosphore potentiellement disponible dans le **sédiment**, le phosphore des phosphates du compartiment aqueux et le phosphore interne accumulé sous forme de polyphosphates qui se **reliaient** en fonction du statut trophique de l'eau. Des **paramètres** propres à **l'espèce**, anatomiques et physiologiques (**structure** de l'appareil **végétatif, degré** d'immersion, importance du **système racinaire**, mode de multiplication **végétative...**) influent **également**. Certaines **espèces s'avèrent** en effet capables d'accumuler le phosphore mieux que d'autres (***Ranunculus fluitans, Ceratophyllum demersum***) et pourraient à ce titre **être utilisées** pour **épurer** les eaux de leur charge **phosphatée**.

## V CONCLUSION GENERALE

Grâce à 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, nous avons validé le principe du système de bioindication, et nous l'avons étendu aux milieux eutrophes à hypertrophes. Nous avons confirmé également au cours de ces trois années d'étude, que la bioindication par les communautés végétales est plus efficace que la bioindication par l'espèce.

La minéralisation détermine prioritairement la composition des phytocénoses aquatiques, relayé d'une part, par le phosphore du compartiment aqueux qui reste l'élément clé dans le déterminisme de la végétation aquatique lorsque la géochimie du substrat est homogène, d'autre part par l'azote ammoniacal. 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-a-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. De même, nous avons 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.

L'étude de l'évolution spatiale des teneurs en P foliaires des macrophytes aquatiques de la plaine d'Alsace suggère 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*). 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*...). 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 (Kulacv 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*).

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.

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 **réduction**, 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. **C'est** le cas du Schaftheu, ancien bras de tresse situé sur l'île de **Rhinau**, qui **présente** des herbiers abondants **d'*Elodea nuttallii*** et de ***Ceratophyllum demersum***. En **revanche**, un secteur **ellan** de trophie **équivalente** (secteur amont du **Schiffwasser**), **caractérisé** par une biomasse plus faible et par une **végétation** moins **diversifiée** (peu d'**espèces** susceptibles de se multiplier par fragmentation) **présente** une **capacité épuratrice** significativement plus faible. 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**.

i

**BIBLIOGRAPHIE**

**AFNOR**, (1986) Eaux. *Méthodes d'essai*. Ed. AFNOR Paris, 624 p.

**ARNDT U.**, NOBEL W., **SCHWEIZER B.**, 1987, Bio-Indikatoren. **Möglichkeiten Grenzen** und neu Erkenntnisse, Stuttgart : Ulmer, 388 p.

**BADRE B.**, 1992. Variabilité spatio-temporelle de la physico-chimie des sols de la for& alluviale inondée: Cas de File de Rhinau. **D.B.A.**, Univ. L. Pasteur, Strasbourg, 24p. + ann.

**BARKO J.W. ET SMART M.**, 1980. Mobilization of sediment phosphorus by submersed freshwater macrophytes, *Freshwater Biology*, 10, pp 229-238.

**BARKO J.W. ET 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 R.E.**, 1979. Growth of *Myriophyllum*: sediment or lake water as the source of nitrogen and phosphorus. *Ecology* 59(5), pp 1075-1080.

**BLAKE G.**, 1989. Rôle des végétaux aquatiques vis-à-vis du phosphore dans les écosystèmes et les systèmes d'épurations. Coll. Le phosphore, ses dérivés et leur comportement dans le milieu naturel. 22-24 nov 1988, *Assoc. Intem. des Entretiens Ecologiques* 28 (1), pp 119-132.

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

**BOERS P.C.M.**, 1991. The influence of pH on sediment release from lake sediment, *Water Research* 3, pp 309-311.

**BRAUN-BIANQUET J.**, 1964. *Phytosociologie*. Springer Verlag Wien. New York, 865p.

**BREMOND R.**, **WUICHARD R.**, 1973. *Paramètres de la qualité des eaux*, Ministère de la Protection de la Nature et de l'Environnement, La Documentation française, Paris, 178p.

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

**CARBIENER R.**, 1983. Le grand Ried Central d'Alsace: écologie et évolution d'une zone humide d'origine fluviale rhénane, *Bull. Ecol.* 14(4): pp 249-277.

**CARBIENER R.**, 1983, Bmnmenwasser, *Encyclopédie de l'Alsace*, vol.2, Strasbourg, pp 891-900.

**CARBIENER R.**, 1990. Rapport au Secrétaire d'Etat auprès du Premier Ministre chargé de l'Environnement sur les compositions lessiviellles avec ou sans phosphates et protection des milieux aquatiques. 182p.

**CARBIENER R.**, **KAPP E.**, 1981. La végétation à *Potamogeton coloratus* Vahl, **phytotaxose** 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., KRAUSE W. 1975. Die Chloridkonzentration in den Gewässern der Oberrheinebene und ihrer Randgebirge. *Erkunde. Archiv für wissenschaftliche Geographie* 29, pp 267-277.

CARBIENER R. and ORTSCHITT A., 1987. Wasserpflanzen-gesellschaften als Hilfe zur Qualitätüberwachung eines des größten Grundwassersystems Europas (Oberrheinebene), Proceed. Inter. Symp. IAVS Tokyo Yokohama 1984, *Vegetative Biology and Creation of New Environments*, Ed by Miyawaki, pp 284-312.

CARBIENER R., TREMOLIERES M., ORTSCHITT A., KLEIN J.P., 1988. Associations végétales bio-indicatrices des changements hydrologiques "eaux de surface-eaux souterraines", Coll. *Franceville nord, Contamination des eaux souterraines par les nitrates, incidences de l'agriculture sur la qualité des eaux souterraines* et mesures de protection, 6 Octobre 1988, Univ. Stuttgart et ULP Strasbourg, cahier 71, pp 171-200.

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

CARIGNAN R., KALFF J., 1979. Quantification of the sediment phosphorus available to aquatic macrophytes. *J. Fish. Res. Board Can.* 36, pp 1002-1005.

CARIGNAN R., KALFF J., 1980. Phosphorus sources for aquatic weeds : water or sediment ?, *Science* 207, pp 987-988.

CARPENTER S.R., ADAMS S.A., 1977. The macrophyte tissue nutrient pool of hardwater eutrophic lakes implications for macrophytes harvesting. *Aquatic Botany*, 3, pp 239-255.

CASPER S J., KRAUSCH H.D., 1980. Süßwasserflora von Mitteleuropa. 23. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart. New York, 943 p.

CASTELLA C. ET AMOROS C., 1985. Diagnostic phytocologique sur les anciens méandres, chap.5 in "Recherches interdisciplinaires sur les écosystèmes de la basse plaine de l'Ain (France) : potentialités évolutives et gestion", *Doc. Cartogr. Ecologique*, 29, pp 97-108.

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

CHEN R.L. ET BARKO J.W., 1988. Effects of freshwater macrophytes on sediment chemistry, *Journal of Freshwater Ecology*, 4(3) June 1988, pp 279-289.

DE LANGEE J.E? DELVOSALLE L., DUVIGNEAUD J., LAMBIDON J., VANDEN BERGHEM C., 1978. *Nouvelle flore de Belgique et du Grand-Duché de Luxembourg, du Nord de la France et des régions voisines*, 2<sup>ème</sup> Ed., Ed du Patrimoine du Jardin Botanique National de Belgique. 869 p.

DEMARTE J.A., HARTMAN RT., 1974. Studies on absorption on  $^{32}P$ ,  $^{59}Fe$ , and  $^{45}Ca$  by water-milfoil (*Myriophyllum exalbescens* Fernald). *Ecology* 55, pp 188-194.

DENDENE M.A., ROLLAND T., TREMOLIERES M. & CARBIENER R., 1993. Effect of ammonium ions on the net photosynthesis of three species of *Elodea* Aquatic. *Bot.* 46, pp 301-316.

DENNY P. 1972 Sites of nutrient absorption in aquatic macrophytes. *Journal of Ecology*, 60, pp 819-829.

DENNY P. 1980. Solute movement in submerged angiosperm. *Biol. Rev.* 55, pp 65-92.

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

DYKYJOVA D., 1979. Macrophytes used in bioassays. *Algal Assays*. Stuttgart. April 1979, pp 131-135.

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.

EGLIN L. and ROBACH F., 1992. Typ et végétation de l'hydrosystème rhénan dans le secteur central de la plaine d'Alsace: interprétation fonctionnelle écologique. I. Unités fonctionnelles connectées au Rhin. II. Unités fonctionnelles détachées du Rhin. Thèse de Doctorat. U.L.P. Strasbourg 1, 342 p.

EGLIN L., TREMOLIERES M., CARBIENER R., 1993. Etude du niveau d'eutrophisation des rivières phénatiques de la plaine d'Alsace à partir de la répartition des groupements végétaux aquatiques. - Région Alsace, PIREN eau-Alsace. 23p.

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

FORSBERG C., 1964. Phosphorus, a maximum factor in the growth of *Characeae*. *Nature* **201**(4918), pp 517-518.

GABRIELSON J.O., PERKINS M.A. & WELSH EB., 1984. The uptake and release of phosphorus by *Elodea densa*. *Hydrobiologia* 111, pp 4348.

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.

HARVEY RM., & FOX J.L., 1973. Nutrient removal using *Lemna minor*. *J. Water Pollut. Control Fed.* 45, pp 1928-1938.

HASLAM S., 1978. *River plants*. Cambridge Univ. Press, Cambridge, 396p.

HASLAM S., 1982. A proposed method for monitoring rivers pollution using macrophytes. *Sciences and technology*. 3, pp 19-34.

HAURY J., 1994. Les macrophytes estimateurs de la qualité des cours d'eau. Actes du séminaire "Variables biologiques: des indicateurs de l'état de santé des écosystèmes aquatiques", Paris 2-3 Nov. 1994, pp 153-170.

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

HAURY J., PELTRE M.C. 1991. Intérêts et limites des indices macrophytes pour qualifier la mésologie et la physico-chimie des cours d'eau. - Exemples armoricaïn, picards et lorrains. *Ann. Limnol.* 29, pp 239-253.

HERR W., 1984. Die Fließgewässervegetation im Einzugsgebiet von Treene und Sorge, *Mitt. Arbeitsgem. Geobot. Schleswig-Holst. Univ. Hamburg* 33, Kiel 1984, pp 77-117.

HUEBERT D.B. & GOREAM P.R., 1983. Biphasic mineral nutrition of the submersed aquatic macrophyte *Potamogeton pectinatus*. *Aquatic botany* 16, pp 269-284.

HUSAK S., SLADCEK V., SLADCKOVA A., 1989. Freshwater macrophytes as bioindicators of organic pollution, *Acta Hydrochim. Hydrobiol.* 17(6), pp 693-697.

ISSLER E., IKYSON E., WALTER E., 1982. *Flore d'Alsace*, 2<sup>ème</sup> Ed. Ed. Société d'Etude de la Flore d'Alsace. Institut de Botanique. Strasbourg, 621p.

KAHNT U., KONOLD W., ZELTNER G., KOHLERA., 1989. Wasserpflanzen in Fließgewässern des Ostalb. Verbreitung und Ökologie. In *Ökologie in Forschung und Anwendung*. Verlag J. Margraf. Inst. für Landeskultur und Pflanzenökologie; Umr; Hohenheim, 148p.

KLOSOWSKI S. 1985. Habitat requirements and bioindicator value of the main communities of aquatic vegetation in North-East Poland. *Archiv. Hydrobiol.* 32(1), pp 7-29.

KLOSOWSKI S, TOMASZEWICZ H., 1989. Habitat conditions of the phytocoenoses of *Myriophylletum alteroiflori* Lemée 1937 em. Siss 1943, *Myriophylletum verticillati* Soo 1927 and *Myriophylletum spicati* 1927 in Poland. *Aquatic Botany* 35, pp 337-356.

KOHLERA., 1971. Zur Ökologie submerser Gefliss-Macrophyten in Fließgewässern. *Bez. Dtsch. Bot. Ges.* 84, pp 713-720.

KOHLER A., 1975. Macrophytische Wasserpflanzen als Bioindikatoren für Belastungen von Fließgewässer-Ökosystemen. *Verhandlungen der Umweltschutz Bundestagung* 31 pp 127-139.

KOHLERA., 1982. Wasserpflanzen als Belastungsindikatoren. *Dechenia-Beihäfte (Bonn)* 26 pp 31-42.

KONOLD W., 1987. Oberschwäbische Weiher und See- Beih. *Veröff. Naturschutz Landschaftspflege BadWürt.* 52.

KONOLD W., SCHÄFER O. & KOHLER A., 1990. Wasserpflanzen als Bioindikatoren, dargestellt am Beispiel kleinerer Stillgewässer Oberschwabens und der Franche-Comté, *Ökologie und Naturschutz*, Verlag Margraf, Welkersheim 3, pp 167-181.

KRAMER J., HERBES S., ALLEN H., 1972. Phosphorus : analysis of water, biomass, and sediment, in *Nutrients in natural waters*, Ed. Allen, Kramer, Wiley Interscience Publication NY, pp 51-100.

KULAEV I.S., 1979. *The biochemistry of inorganic phosphorus*. Ed John Wiley & Sons, New York, 255p.

LACHAVANNE J.B., 1985. The influence of accelerated eutrophication on the macrophytes of Swiss lakes. *Verh. Int. Ver. Limnol.* 22, pp 2950-2955.

LEE G.F., 1973. Role of phosphorus in eutrophication and diffuse source control. *Wat. Research* 7, pp 111-128.

MERAZI R., 1994. Variabilité spatio-temporelle de la physico-chimie des eaux souterraines sous la forêt alluviale inondable de l'illwald à Sélestat. Mémoire de D.E.A. U.L.P. Strasbourg, Octobre 1994, 83p. + annexes.

MOELLER R.E., BURKHOLDER J.M., & WEITZEL R.G., 1988. Significance of sedimentary phosphorus to a rooted submersed macrophyte (*Najas flexilis* (Willd.) Rostk. and Schmidt) and its algal epiphytes. *Aquatic Botany* 32, pp 262-281.

- MULLER S., 1990. Une ~~séquence~~ **séquence** de groupements ~~végétaux~~ **végétaux** bioindicateurs d'eutrophisation ~~croissante~~ **croissante** des cours d'eau faiblement ~~minéralisés~~ **minéralisés** des Basses-~~vosges gréseuses~~ **vosges gréseuses** du Nord, *C.R. Acad. Sci*, 310, ~~site III~~, pp 509-514.
- NICHOLS S.A., 1992. Depth, substrate and ~~turbidity~~ **turbidity** relationships of some Wisconsin lake plants. *Wisconsin Academy of Sciences, Arts and Letters*, **80**, pp 97-119.
- NICHOLS S.A., 1994. Factors ~~influencing~~ **influencing** the ~~distribution~~ **distribution** of eurasian Watermilfoil (*Myriophyllum spicatum* L) biomass in lake ~~Wingra~~, Wisconsin, *Journal of Freshwater Ecology*, **9(2)**, pp 145-152.
- OBERDORFER E., 1977. ~~Silbersee~~ *Silbersee Pflanzengesellschaften* 1. G Fischer, Stuttgart. **311p.**
- OLSEN S.R, COLE C.V., ~~WATANABE R., DEAN LA.~~, 1954. Estimation of available phosphorus in soils by extraction with sodium bicarbonate. *US. Dep. of Agr. Cire.*, 939 p.
- PEREZ-LLORENZ J.L., NIELL F.X., 1995. Short-term phosphate uptake kinetics in *Zostera noltii* Homem: a ~~comparison~~ **comparison** between ~~excised~~ **excised** leaves and ~~sediment-rooted~~ **sediment-rooted** plants. *Hydrobiologia* 297, pp 17-27.
- PIP E., 1987. Distribution and species ~~richness~~ **richness** of aquatic macrophytes in a group of Manitoba ponds. *Naturaliste Can. (Rev. Ecol. Syst)* 114, pp 167-175.
- RAMIRAY M.R, WILLIAMS C.H., BROWN J.M.A., 1991. ~~Sediment and water~~ **Sediment and water** as sources of ~~nitrogen and phosphorus~~ **nitrogen and phosphorus** for submerged rooted aquatic macrophytes, *Aquatic Botany*, **40**, pp 225-237.
- ROBACH F., EGLIN I, ~~CARBIENER R.~~, 1991. ~~Hydrosystème rhéan~~ **Hydrosystème rhéan** : ~~Évolution~~ **Évolution** parallèle de la ~~végétation~~ **végétation** aquatique et de la qualité de l'eau (~~Rhin~~), *Bull. Ecol.* 22, pp 227-241.
- ROBACH F., MERLIN S., ROLLAND T., ~~TREMOLIERES M.~~, 1995. Approche écophysologique de ~~la~~ **la** bioindication de la qualité de l'eau par les ~~plantes~~ **plantes** aquatiques: ~~rôle~~ **rôle** du phosphore. Actes du Colloque International ANPP " Marqueurs Biologiques ~~de Pollution~~", Chinon 21-22 septembre, 437 p.
- RODHE W. 1948. Symb. Bot. *Ups.*, **10(1)**, in ~~Forsberg C., 1964~~, Phosphorus a maximum ~~factor~~ **factor** in the ~~growth~~ **growth** of *Characeae*, *Nature* 201(4918), pp 517-518.
- ROLLAND T., ROBACH F., ~~TREMOLIERES M.~~, 1995. The role of ammonium in the distribution of ~~three~~ **three** species of *Elodea*. *Acta Botanica Gallica* (sous presse).
- ROWECK H., RISSE S., KOHLER A., 1986. ~~Zur~~ **Zur** Verbreitung, ~~Standortsökologie und~~ **Standortsökologie und** ~~morphologischen Variabilität~~ **morphologischen Variabilität** von *Potamogeton polygonifolius* in den ~~Fließgewässern~~ **Fließgewässern** des südlichen Pfalzenvales. *Mitt. Pollidhia* 73, pp 289-374.
- ROWECK H., WEISS K., KOHLER A., 1986. Zur Verbreitung und Biologie von *Potamogeton coloratus* ~~und P. polygonifolius~~ **und P. polygonifolius** in Bayer und Baden-Württemberg. *Ber. Bayer. Bot. Ges.* **57**, pp 17-52.
- ROYLE RN. ET KING R.J., 1991. Aquatic macrophytes in Lake Liddell, New South Wales : biomass, ~~nitrogen~~ **nitrogen** and phosphorus status and changing ~~distribution~~ **distribution** from 1981 to 1987. *Aquatic Botany*, **41**, pp 281-298.
- SANCHEZ-PEREZ J.M., TREMOLIERES M., ~~CARBIENER R.~~, 1991. Une station d'épuration naturelle de phosphates et nitrates ~~apportés~~ **apportés** par ~~les~~ **les** eaux de débordement du Rhin : la ~~forêt~~ **forêt** alluviale à ~~Frêne~~ **Frêne** et Orme, *C.R. Acad. Sci Paris*, 312 (III), pp 395-402.

**SANCHEZ-PEREZ J.M., TREMOLIERES M., SCHNITZLER A., CARBIENER R., 1993.** Nutrient content in alluvial soils submitted to flooding in the Rhine alluvial deciduous forest. *Acta Oecol.*, **14**(3), pp 371-387.

**SCHÜTZ W., 1992.** Struktur, Verbreitung und Ökologie der Fließwasserflora Oberschwabens und der Schwäbischen Alb. *Dissertationes Botanicae*, Band 192. J. Cramer, Berlin Stuttgart, 204 p.

**SCHÜTZ W., 1993.** Verbreitung und floristisch-ökologische Zonierung der Wasserpflanzen in der badischen Oberrheinaue nach dem Bau des Rheinschleusenals. *Ber. Insts. Landschafts- u. Pflanzenökologie* Univ. Hohenheim, Heft 2, pp 139-158.

**SHARDENDU and AMBASHT RS., 1991.** Relationship of nutrients in water with biomass and nutrient accumulation of submersed macrophytes of a tropical wetland. *New Phytol.* **117**, pp 493-500.

**SMITH C.S. & ADAMS S.A., 1986.** Phosphorus transfer from sediment by *Myriophyllum spicatum*. *Limnol. Oceanogr.* **31**(9), pp 1312-1321.

**SUTTON D.L., and ORNES W.H., 1977.** Growth of *Spirodela polyrrhiza* in static sewage effluent. *Aquatic Bot.* **3**, pp 231-237.

**TREMOLIERES M., CARBIENER D., CARBIENER R., EGLIN L., 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., EGLIN L., ROECK U., CARBIENER R., 1993.** The exchange process between river and groundwater on the Central Alsace floodplain (Eastern France): 1. The case of canalised river Rhine. *Hydrobiologia*, **254**, pp 133-148.

**TREMOLIERES M., ROECK U., KLEIN J.P., CARBIENER R., 1994.** The exchanges process between river and groundwater on the Central Alsace floodplain (Eastern France): II. The case of a river with a functional floodplain. *Hydrobiologia*, **273**, pp 19-36.

**TUTIN T.G., HEYWOOD V.H., BURGES NA., MOORE D.M., VALENTINE D.H., WALTERS S.M., WEBB S.M., (Eds) 1964 & 1980.** *Flora Europaea*. 5 vol. 1: 1964, 464p.; 2: 1968, 455p.; 3: 1972, 385p.; 4: 1976, 405p.; 5: 1980, 452p.; Cambridge University Press, Cambridge.

**WEITZEL R.G., 1975.** *Limnology*, W.B. Saunders Cd., Philadelphia, 743 p.

**WIEGLEB G., 1981.** Struktur, Verbreitung und Bewertung von Makrophytengesellschaften niedersächsischer Fließgewässer. *Limnologica* **13**, pp 427-448.

**WILLIAMS J.D. and MAYER T., 1972.** Effects of sediment diagenesis and regeneration of phosphorus with special reference to lakes Erie and Ontario, in *Nutrients in natural waters*, Ed by Allen, Kramer, Wiley Interscience Publication NY, pp 281-315