

ETUDE DE LA PROLIFERATION DES ALGUES VERTES DANS LE BASSIN D'ARCACHON

IFREMER - CEMAGREF - SSA - SABARC

Août 1994

Cette étude a été réalisée par :

l'IFREMER, Laboratoire Environnement littoral d'Arcachon,

Mademoiselle Isabelle AUBY, dans le cadre de la Société Scientifique d'Arcachon, avec le conseil scientifique et la participation (encadrement de deux DEA) des chercheurs du Laboratoire d'Océanographie Biologique de l'Université de Bordeaux I,

le CEMAGREF (Groupement de CESTAS), Division Production et Economie Agricoles et Division Qualité des Eaux ,

la SABARC, société fermière gestionnaire du réseau intercommunal d'assainissement du Bassin d'Arcachon.

La maîtrise d'oeuvre scientifique et la coordination de l'ensemble de l'étude ont été assurées par **l'IFREMER**

Le présent rapport, qui regroupe et synthétise l'ensemble des travaux réalisés, a été conçu et rédigé par :

Isabelle AUBY Société Scientifique d'Arcachon

François MANAUD Ifremer - Arcachon

Danièle MAURER Ifremer - Arcachon

Gilles TRUT Ifremer - Arcachon

D'autre part, en raison des compétences particulières requises, il a été fait appel à :

- **CREOCEAN** (La Rochelle), pour une partie des mesures de flux de nutriments en provenance du sédiment,

- Le Centre d'Etude et de Valorisation des Algues (**CEVA** - Pleubian) pour les expériences concernant l'utilisation des nutriments par *Monostroma obscurum*.

Les rédacteurs tiennent à assurer de leurs plus vifs remerciements toutes les personnes qui ont apporté conseil scientifique ou aide matérielle à la réalisation de cette étude et, en particulier :

Madame Jacqueline CABIOC'H (Station marine de Roscoff),
Monsieur Alain AMINOT (IFREMER Brest),
Monsieur Alain MENESGUEN (IFREMER Brest),
Monsieur Guy LEVAVASSEUR (Station marine de Roscoff),
Monsieur Pierre CAPDEVILLE (SIBA),
Monsieur Philippe MORAND (Station biologique de Paimpont),
Les agents du Quartier des Affaires Maritimes d'Arcachon et du Service
Maritime et de Navigation de la Gironde,
Thierry BOURGAI, Maxime TILLY et Florian NIETO, stagiaires du Lycée des
Métiers de la Mer de Gujan-Mestras

SOMMAIRE

PREMIERE PARTIE : LE MILIEU		16
1	Présentation du Bassin d'Arcachon	17
2	Météorologie	19
2.1	Les données météorologiques	19
2.2	Résultats	19
2.3	Discussion	23
3	Nutriments	25
3.1	Apports externes de nutriments.....	25
3.1.1	Les différentes formes de l'azote et du phosphore apportés au milieu et leur origine.....	26
3.1.2	Apports atmosphériques.....	28
3.1.3	Apports par les cours d'eau	34
3.1.4	Apports urbains	63
3.1.5	Conclusion sur les apports externes	73
3.2	Cycle des nutriments à l'intérieur du Bassin d'Arcachon. Les processus internes.....	77
3.2.1	Cycle du phosphore et de l'azote en milieu marin	78
3.2.2	Etude de la décomposition de <i>Monostroma obscurum</i>	84
3.2.3	Quantification du relargage de nutriments par les sédiments	104
4	Hydrologie du Bassin d'Arcachon	125
4.1	La circulation des eaux	125
4.2	Caractéristiques hydrobiologiques du Bassin d'Arcachon et leur évolution.....	127
4.2.1	Les observations.....	127
4.2.2	Température	127
4.2.3	Salinité	129
4.2.4	Diagramme T-S.....	130
4.2.5	Nitrate - nitrite.....	132
4.2.6	Ammonium	136
4.2.7	Phosphate	137
4.2.8	Comparaison des teneurs en sels nutritifs des eaux du Bassin avec celles d'autres sites.....	137
4.2.9	Chlorophylle a.....	138
4.2.10	Matières en suspension (MES)	139
4.2.11	Conclusion	140
DEUXIEME PARTIE : L'ALGUE		142
5	Présentation de <i>Monostroma obscurum</i> (Kutzing) Gayral (Chlorophyta, Monostromaceae)	143
5.1	Systématique et répartition géographique.....	143
5.2	Présence de <i>Monostroma obscurum</i> dans le Bassin d'Arcachon	144
5.3	Anatomie.....	144
5.4	Reproduction.....	145
5.5	Données écophysiologicals	146

6	Estimation de la biomasse d'algues <i>Monostroma obscurum</i>.....	151
6.1	Introduction.....	151
6.2	Méthodes.....	151
6.2.1	Les estrans.....	153
6.2.2	Les chenaux.....	153
6.2.3	L'herbier de <i>Zostera marina</i>	154
6.2.4	Les plages de la ville d'Arcachon.....	154
6.2.5	Les estimations.....	154
6.2.6	La validité des résultats.....	156
6.3	Résultats.....	156
6.3.1	La biomasse totale d'algues.....	156
6.3.2	La répartition spatiale.....	162
6.3.3	Comparaison avec l'herbier de <i>Zostera noltii</i>	163
6.4	Evolution de la biomasse et production annuelle.....	164
6.4.1	Simulation de l'évolution de la biomasse au cours de l'année d'étude.....	164
6.4.2	Comparaison avec la production des autres compartiments de l'échelon primaire.....	165
6.5	Comparaison avec d'autres proliférations algales.....	166
7	Estimation de la production de <i>Monostroma obscurum</i>	168
7.1	Introduction.....	168
7.2	Méthodes.....	168
7.2.1	Mesures d'activité photosynthétique.....	168
7.2.2	Mesures de croissance <i>in situ</i>	169
7.2.3	Problèmes liés à la méthodologie adoptée.....	172
7.3	Résultats et discussion.....	174
7.3.1	Evolution annuelle du taux de croissance <i>in situ</i> des <i>Monostroma</i> du Bassin.....	174
7.3.2	Différences de taux de croissance en fonction de la localisation.....	180
7.3.3	Comparaison de la croissance de <i>Monostroma obscurum</i> avec celle d'autres espèces macroalgales.....	183
8	Cinétique de l'absorption des nutriments chez <i>Monostroma obscurum</i>.....	189
8.1	Introduction.....	189
8.2	Méthodes.....	189
8.3	Résultats et discussion.....	192
8.3.1	Absorption de l'ammonium (NH ₄).....	197
8.3.2	Absorption du nitrate (NO ₃).....	197
8.3.3	Absorption du phosphate (PO ₄).....	198
8.3.4	Comparaison de l'affinité de <i>Monostroma obscurum</i> pour les différentes formes de l'azote- Variations saisonnières de l'absorption des nutriments azotés.....	198
8.4	Conclusion.....	201
9	Recherche des éléments limitant la croissance des populations de <i>Monostroma obscurum</i> du Bassin d'Arcachon.....	202
9.1	Introduction.....	202
9.2	Méthodes.....	202
9.2.1	Détermination des concentrations minimales.....	204
9.2.2	Suivi des concentrations en azote et en phosphore dans les <i>Monostroma</i> du Bassin.....	204
9.3	Résultats et discussion.....	205
9.3.1	Concentrations internes des algues du milieu.....	205

9.3.2	Concentration de subsistance et concentration critique en azote et en phosphore	211
9.3.3	Stockage de l'azote et du phosphore chez <i>Monostroma obscurum</i>	216
10	Conclusion de la partie ALGUE	217
TROISIEME PARTIE : DISCUSSION GENERALE		219
11	Discussion Générale	220
11.1	Analyse de la prolifération.....	220
11.2	Action sur les nutriments	228
11.2.1	Diminution des pertes à la source	228
11.2.2	Aménagement du réseau hydrographique.....	229
11.2.3	Actions sur le milieu récepteur	230
12	Conclusion Générale	233

Liste des figures

Figure 1: Présentation du Bassin d'Arcachon.....	18
Figure 2: Evolution inter-annuelle des paramètres température de l'air (a),.....	20
Figure 3 : Nombre d'heures de vent de force supérieure à 5 Beaufort par mois.	22
Figure 4 : Evolution de la température annuelle et des écarts mensuels à la normale.....	22
Figure 5 : Evolution de l'ensoleillement annuel et des écarts mensuels à la normale.	24
Figure 6 : Evolution de la pluviométrie annuelle et des écarts mensuels à la normale.....	24
Figure 7 : Limites de bassins versants de type direct et de type indirect ou lac.	36
Figure 8 : Délimitation et superficie des différents bassins versants directs du Bassin d'Arcachon (ha).....	38
Figure 9 : Evolution des surfaces cultivées selon les 2 types de culture, traditionnel et intensif	39
Figure 10 : Répartition de la Surface Agricole Utile (SAU) en 1970, 1980 et 1990.....	41
Figure 11 : Débits moyens annuels (courbe) et mensuels (histogramme) de l'Eyre à la station de Salles	45
Figure 12 : Normales du débit mensuel de l'Eyre calculées sur la période 1967-1993.....	46
Figure 13 : Moyennes annuelles des concentrations de N et P dans l'Eyre.....	48
Figure 14 : Points de prélèvements du suivi des rivières et bassins versants afférents	50
Figure 15: Evolution du débit et des flux d'azote minéral de l'Eyre.....	56
Figure 16: Influence des surfaces en cultures sur la concentration en nitrite+nitrate dans les cours d'eau.....	58
Figure 17 : Cycle de l'azote en milieu marin.....	81
Figure 18: Evolution de la masse des détritits in situ.....	88
Figure 19 : Evolution de la teneur en carbone (% du poids sec) des détritits in situ.....	91
Figure 20 : Evolution de la teneur en azote (% du poids sec) des détritits in situ.	92
Figure 21 : Evolution de la teneur en phosphore (% du poids sec) des détritits in situ.....	93
Figure 22 : Evolution des concentrations en nutriments dans les bacs éclairés sans algues	100
Figure 23 : Evolution des concentrations en nutriments dans les bacs éclairés contenant des algues.....	101
Figure 24 : Evolution des concentrations de nutriments dans les bacs obscurs sans algues.....	102
Figure 25 : Evolution des concentrations en nutriments dans les bacs obscurs contenant les algues.....	103
Figure 26 : Localisation des stations de mesure du relargage en condition d'immersion.....	106
Figure 27 : Localisation des stations de mesures du relargage en conditions d'émerision.....	108
Figure 28 : Concentrations en nutriments dans l'estey de Jean de Guiraou pendant les trois dernières heures du jusant, aux quatre saisons.	115
Figure 29 : Concentrations en nutriments dans l'estey de Salos pendant les trois dernières heures du jusant, aux quatre saisons.	116
Figure 30 : Concentrations en nutriments dans l'estey de Salos au printemps (cycle jour - nuit).....	117
Figure 31 : Limites de répartition des espèces du large en 1967 et en 1992 (d'après Bouchet, sous presse).	126
Figure 32: Stations de prélèvement des réseaux d'observations (en grisé stations communes au RNO et au suivi IFREMER Arcachon).	128
Figure 33 : Evolution des températures de l'air (Arcachon) et de l'eau (Eyrac).	128
Figure 34 : Evolution de la salinité de surface à la station du Tès.....	129
Figure 35 : Evolutions de la salinité de surface à la station du Tès à pleine mer et du débit de l'Eyre.	130
Figure 36 : Diagrammes Température Salinité (TS) des différentes stations (suivi IFREMER Arcachon) établis sur la période 1988-1993.....	131

Figure 37 : Evolution des teneurs en nitrates aux stations de Comprian et du Ferret.	133
Figure 38 : Droites de régression salinité-teneur en nitrates sur la période 1988-1993.....	133
Figure 39: Droites de régression salinité teneur en ammonium aux stations d'Arès et de Comprian (période 1989-1993).	135
Figure 40 : Evolution des teneurs en ammonium à la station du Tès.....	136
Figure 41 : Evolution des teneurs en chlorophylle a à la station du Tès.	138
Figure 42 : Evolution des teneurs en seston total et du nombre d'heures par mois de vent supérieur à 20 noeuds à la station du Tès.	139
Figure 43 : Moyenne du rapport N/P (molaire) dans le bassin d'Arcachon et dans ses principaux tributaires.	141
Figure 44 : Modèle de courbe de mesure de l'activité photosynthétique en fonction de l'éclairement.....	148
Figure 45 : Evolution de la photosynthèse nette de <i>Monostroma obscurum</i> ($\mu\text{mol O}_2/\text{m}^2/\text{s}$) en fonction de l'éclairement ($\mu\text{E}/\text{m}^2/\text{s}$).....	149
Figure 46 : Strates géographiques pour l'échantillonnage stratifié des estrans et des chenaux. ...	152
Figure 47 : Localisation des stations de prélèvement lors des 2 estimations de biomasse.....	155
Figure 48 : Biomasse totale (tonnes de poids frais) par strate en juin 1992.	158
Figure 49 : Biomasse totale (tonnes de poids frais) par strate en juin 1993.	159
Figure 50 : Cartographie de la prolifération algale de 1992 à l'aide du SIG Arcview.....	160
Figure 51 : Cartographie de la prolifération algale de 1993 à l'aide du SIG Arcview.....	161
Figure 52 : Reconstitution de l'évolution annuelle de la biomasse totale de <i>Monostroma</i> <i>obscurum</i> (tonnes de poids sec) entre les deux estimations de terrain.....	164
Figure 53 : Localisation des stations de mesure de la croissance de <i>Monostroma</i>	170
Figure 54 : Description des sacs utilisés pour estimer la croissance de <i>Monostroma</i>	171
Figure 55 : Evolution saisonnière du taux de croissance moyen (moyenne et erreur standard) des <i>Monostroma</i> dans les sacs.....	175
Figure 56 : Evolution annuelle du rayonnement (J/m^2), de la concentration en seston (mg/l) et du taux de production journalier moyen des <i>Monostroma</i>	175
Figure 57 : Evolution annuelle du rapport rayonnement/seston, de la salinité moyenne (‰), de la concentration moyenne en azote inorganique dans l'eau (mg/l) et du taux de production journalier moyen des <i>Monostroma</i>	176
Figure 58 : Régression linéaire entre le rapport rayonnement/ seston total et le taux de croissance journalier moyen de <i>Monostroma</i>	176
Figure 59 : Taux de croissance de <i>Monostroma</i> dans les différentes stations.	179
Figure 60 : Evolution annuelle de la salinité (‰), du rapport rayonnement/seston total et de la concentration en azote inorganique dans l'eau ($\mu\text{mol}/\text{l}$) au niveau de 4 stations de mesure de croissance de <i>Monostroma obscurum</i>	182
Figure 61 : Descriptif des expériences de mesures des paramètres cinétiques d'absorption des nutriments.....	190
Figure 62 : Modèles d'évolution de la vitesse d'absorption d'un nutriment en fonction de sa concentration initiale.	192
Figure 63 : Evolution saisonnière de la vitesse d'absorption du nitrate et de l'ammonium.....	199
Figure 64 : Modèle d'évolution du taux de croissance en fonction de la concentration de l'algue en azote ou en phosphore.	203
Figure 65 : Localisation des pêches d'algues destinées aux analyses de N et P.....	204
Figure 66 : Fluctuations saisonnières de la concentration en azote (% du poids sec) des <i>Monostroma</i> du Bassin d'Arcachon.	206
Figure 67 : Fluctuations saisonnières de la concentration en phosphore (% du poids sec) des <i>Monostroma</i> du Bassin d'Arcachon.	208
Figure 68 : Fluctuations saisonnières du rapport N/P des <i>Monostroma</i> du Bassin d'Arcachon....	209

<i>Figure 69 : Variation du rapport N/P dans les algues en fonction - (1) de leur contenu en azote, - (2) de leur contenu en phosphore.</i>	<i>210</i>
<i>Figure 70 : Evolution du gain de croissance journalier (% PS) mesuré au cours des expériences en fonction - (a et a') de leur concentration en azote, - (b et b') de leur concentration en phosphore, - (c et c') de leur rapport azote/phosphore.....</i>	<i>215</i>
<i>Figure 71 : Evolution de la concentration en azote inorganique dans l'eau et dans les algues et du taux de croissance journalier de Monostroma, à Comprian et aux Jacquets.....</i>	<i>225</i>
<i>Figure 72 : Régressions linéaires entre le taux de croissance journalier (TC) et la concentration des algues en azote (Cn) à Comprian et aux Jacquets.</i>	<i>227</i>

Liste des tableaux

Tableau 1 : Concentration en nutriments dans les eaux de pluie dans différentes zones géographiques.....	31
Tableau 2 : Flux de nutriments provenant des eaux de pluie dans différentes zones géographiques.....	32
Tableau 3 : Estimation des apports en azote et en phosphore par les eaux de pluie dans le Bassin d'Arcachon	33
Tableau 4 : Flux d'azote minéral estimé en 1970, 80 et 90 à partir de l'occupation du sol.....	42
Tableau 5 : Flux de phosphore total estimé en 1970, 80 et 90 à partir de l'occupation du sol du bassin versant.....	43
Tableau 6 : Flux moyens de l'Eyre à Lamothe (tonnes/an de N et P) calculés d'après les données RNB.....	48
Tableau 7 : Débits moyens annuels des six cours d'eau étudiés.....	51
Tableau 8 : Critères de qualité des eaux selon les Agences de l'Eau.....	52
Tableau 9 : Concentrations moyennes annuelles de N-NO ₃ +NO ₂ (mg/l).....	53
Tableau 10 : Concentrations moyennes annuelles de N-NH ₄ (mg/l).....	54
Tableau 11: Concentrations moyennes annuelles de P-PO ₄ (mg/l).....	54
Tableau 12 : Concentrations moyennes annuelles de P total (mg/l).....	55
Tableau 13 : Apports de nutriments au Bassin d'Arcachon par les 6 principaux cours d'eau.....	57
Tableau 14 : Flux annuels de l'Eyre à Lamothe en tonnes de N et P	59
Tableau 15 : Comparaison des flux d'azote (N) et de Phosphore (P) calculés par le.....	60
Tableau 16 : Comparaison des flux d'azote et de phosphore (tonnes/an) de l'Eyre calculés par le CEMAGREF et estimés à partir des données RNB	61
Tableau 17 : Composition chimique moyenne des eaux de ruissellement urbain.	66
Tableau 18 : Flux annuels (période actuelle) véhiculés par les eaux de ruissellement.	67
Tableau 19 : Evolution de la fréquentation saisonnière dans l'ensemble des communes	69
Tableau 20 : Evolution du nombre d'habitants dans les communes du Bassin d'Arcachon et de leur consommation d'eau potable entre 1970 et 1990.	70
Tableau 21 : Estimation du flux total annuel d'azote et de phosphore apporté au Bassin par les sources urbaines.	71
Tableau 22 : Evolution des apports d'azote et de phosphore provenant des eaux usées au Bassin d'Arcachon entre 1970 et 1990.	72
Tableau 23 : Bilan global des apports d'azote et de phosphore au Bassin d'Arcachon à l'époque actuelle.	73
Tableau 24 : Evolution des apports de nutriments au Bassin entre 1970 et 1990.	76
Tableau 25 : Quantités d'azote moléculaire fixé (mg N/m ² /jour) au niveau de différents.....	82
Tableau 26 : Paramètres du milieu lors des expériences de dégradation sur le terrain.....	86
Tableau 27 : Perte en masse du détritit aux quatre saisons.....	87
Tableau 28: Nombre et biomasse des bactéries fixées au détritit en automne et en hiver.....	89
Tableau 29 : Expérience de dégradation in situ - Perte en masse (% par rapport à la masse initiale) de carbone, d'azote et de phosphore dans les détritit de Monostroma et de Zostera.	98
Tableau 30 : Expérience de dégradation in vitro - Perte en masse (% par rapport à la masse initiale) de carbone, d'azote et de phosphore dans les détritit de Monostroma et de Zostera.	98
Tableau 31 : Caractéristiques sédimentaires des différentes stations.....	106
Tableau 32 : Paramètres généraux aux différentes dates de prélèvements.....	109
Tableau 33 : Concentration en nutriments dans l'eau interstitielle des sédiments.	111
Tableau 34 : Flux de nutriments mesurés et calculés du sédiment vers l'eau.	112

<i>Tableau 35 : Flux de nutriments mesurés dans des enceintes hémisphériques au niveau de différents types de sédiments.</i>	114
<i>Tableau 36 : Flux de nutriments (g) par estey et par marée étudiée.</i>	118
<i>Tableau 37 : Flux de nutriments (g) par hectare, par estey et par marée étudiée.</i>	118
<i>Tableau 38 : Flux de nutriments (Kg) par jour, pour l'ensemble de la zone intertidale.</i>	118
<i>Tableau 39 : Flux de nutriments (tonnes) par an, pour l'ensemble de la zone intertidale.</i>	118
<i>Tableau 40: Comparaison entre la concentration minimale en oxygène dissous et la teneur maximale en phosphate dans l'estey de Salos, à marée descendante.</i>	120
<i>Tableau 41 : Estimation du flux benthique annuel d'azote et de phosphore dans différentes baies.</i>	121
<i>Tableau 42 : Apport journalier (jours de mesure de relargage lors du jusant) par les rivières.</i>	124
<i>Tableau 43 : Evolution des concentrations en nitrate+nitrite ($\mu\text{mol/l}$ de N).</i>	134
<i>Tableau 4444 : Concentrations de l'eau de mer ($\mu\text{mol/l}$ de N ou de P) dans quelques zones côtières.</i>	137
<i>Tableau 45 : Intensité de saturation ($\mu\text{E}/\text{m}^2/\text{s}$) chez différentes espèces de macroalgues.</i>	150
<i>Tableau 46 : Estimation de la biomasse d'algues <i>Monostroma obscurum</i> en juin 1992.</i>	157
<i>Tableau 47 : Estimation de la biomasse d'algues <i>Monostroma obscurum</i> en juin 1993.</i>	157
<i>Tableau 48 : Biomasse maximale de <i>Monostroma obscurum</i> et de <i>Zostera noltii</i> (tonnes de poids sec) et contenus correspondants en tonnes (%) de carbone, d'azote et de phosphore.</i>	163
<i>Tableau 49 : Productions annuelles estimées des différents compartiments de l'échelon primaire (Auby et al., 1993).</i>	165
<i>Tableau 50 : Caractéristiques de quelques proliférations macroalgales observées dans le monde.</i>	167
<i>Tableau 51 : Minima et maxima du taux de croissance de <i>Monostroma obscurum</i> dans les différentes stations de mesure.</i>	180
<i>Tableau 52 : Productivité (mg C/g PS/h) de quelques macroalgues.</i>	185
<i>Tableau 53 : Taux de croissance journalier maximal de quelques espèces de macroalgues.</i>	186
<i>Tableau 54 : Conditions expérimentales adoptées lors des mesures d'absorption - Concentration initiale des algues (% du poids sec) en azote et en phosphore.</i>	190
<i>Tableau 55 : Paramètres cinétiques d'absorption de quelques espèces macroalgales - K_m (μg de N ou de P/l) et V_{max} (μg de N ou de P/g de poids sec.heure), (d'après Wallentinus, 1984).</i>	195
<i>Tableau 56 : Paramètres cinétiques de l'absorption des nutriments chez <i>Monostroma obscurum</i>.</i>	196
<i>Tableau 57 : Vitesses d'absorptions ($\mu\text{mol}/\text{h}/\text{g}$ PS) de l'ammonium et du nitrate par <i>Monostroma obscurum</i> pour de faibles concentrations initiales en nutriment (5 et 10 $\mu\text{mol/l}$).</i>	201
<i>Tableau 58 : Concentrations en azote (% du poids sec) mesurées dans quelques espèces de macroalgues.</i>	206
<i>Tableau 59 : Concentrations en phosphore (% du poids sec) mesurées dans quelques espèces de macroalgues.</i>	208
<i>Tableau 60 : Rapport N/P (molaire) dans quelques espèces de macroalgues.</i>	209
<i>Tableau 61 : Concentration de substance (% du poids sec) de quelques espèces de macroalgues.</i>	210
<i>Tableau 62 : Concentration critique (% du poids sec) de quelques espèces de macroalgues.</i>	213
<i>Tableau 63 : Rapport entre la concentration maximale et la concentration minimale (et critique, pour l'azote) d'azote et de phosphore pour quelques espèces de macroalgues.</i>	216
<i>Tableau 64 : Comparaison des tonnages d'azote et de phosphore investis dans la production annuelle des végétaux du Bassin et de l'apport annuel par les sources externes.</i>	223
<i>Tableau 65 : Comparaison entre les biomasses maximales de <i>Monostroma</i> mesurées aux mois de juin 1992 et 1993, et les apports d'azote par les cours d'eau.</i>	226

Introduction

Les **proliférations massives d'algues** et, particulièrement de macroalgues vertes, sont connues sur tous les continents depuis quelques décennies. Elles concernent des sites littoraux variés et sont le fait de diverses espèces (*Ulva*, *Enteromorpha* et *Cladophora* en particulier).

D'intensités variables, elles peuvent prendre des proportions dramatiques. En Europe, par exemple, la prolifération de l'Ulve dans la **lagune de Venise** génère une biomasse annuelle de plus de **500 000 tonnes** et a nécessité la mise au point de bateaux spécialement conçus à cet effet pour "extraire" ces algues indésirables des eaux de la lagune.

Plus près de nous, ce sont plus de **80 000 m³** d'ulves qui ont été ramassés mécaniquement, par les communes concernées, sur le littoral de la **Bretagne-Nord** en 1990.

Jusqu'à une période récente, le Bassin d'Arcachon avait échappé à de tels phénomènes, même si la diversité et la quantité des algues qui s'y développent avaient, par le passé, déjà connu des périodes d'accroissement. En effet, dès 1906, Sauvageau évoquait le problème posé aux ostréiculteurs par le développement des algues sur les coquilles d'huîtres et les installations ostréicoles. Toutefois, ce n'est qu'à partir des années 1980 qu'apparurent les premières proliférations algales d'ampleur suffisamment importante pour constituer une gêne à l'ensemble des activités s'exerçant sur le Bassin.

Dans un premier temps (à partir de 1982), ces proliférations furent le fait d'algues vertes filamenteuses du genre *Enteromorpha* qui se développaient en abondance au cours du printemps et atteignaient une biomasse maximale de juillet à septembre. Désignée localement sous le terme de "lige" ou "lime", *Enteromorpha clathrata*¹ devint, à partir de cette période, source d'entraves pour la pêche professionnelle ou de loisir et de désagréments pour les baigneurs. Le phénomène régressait et disparaissait au début de l'automne non sans avoir provoqué de nouvelles nuisances (accumulation et dégradation des algues dans les zones peu renouvelées, odeurs nauséabondes, anoxies et mortalités de poissons dans certains ports, par exemple). Ces phénomènes firent, à cette époque, l'objet d'une étude préliminaire (Ribes, 1988).

Les années 1988-1989 voient apparaître un autre type de prolifération : les ostréiculteurs et les pêcheurs signalent un nouveau "chou" (nom donné généralement aux ulves) qui, non seulement se développe au printemps, mais perdure en quantités non négligeables en automne et en hiver.

Identifiée comme étant l'ulvale *Monostroma obscurum*, cette algue "explose" en 1990 et 1991, causant les mêmes nuisances que la précédente mais avec une amplitude accrue, le développement de cette seconde espèce semblant entraîner une régression de la prolifération des Entéromorphes tout au moins en ce qui concerne sa durée.

¹ Signalée pour la première fois dans le Bassin par Parriaud (1975).

Parallèlement à ces deux phénomènes, on assiste également, depuis quelques années au développement, certes localisé dans le temps et dans l'espace mais néanmoins parfois gênant, d'autres espèces d'algues telles que le "nouveau bruc" (*Centroceras clavulatum*) sur les parcs à huîtres de l'Ile aux Oiseaux.

Quels que soient les sites ou les espèces végétales, qu'il s'agisse d'eaux douces ou d'eaux marines littorales, de micro ou de macroalgues, ces phénomènes de développement végétal excessif ont très souvent pour cause un enrichissement du milieu aquatique en composés azotés et/ou phosphorés, les **nutriments**. Cette situation est désignée sous le terme d'**eutrophisation**.

Cet enrichissement peut avoir diverses origines parmi lesquelles on trouve principalement les rejets industriels, urbains ou agricoles.

Par exemple, dans le cas cité ci-dessus des baies de Bretagne-Nord, les études conduites par l'IFREMER ont montré le lien direct entre les proliférations massives d'ulves et les rejets, directs ou non, de l'agriculture intensive fortement développée dans ce secteur (engrais et lisiers).

Le Bassin d'Arcachon et son bassin versant ne sont que très peu industrialisés. Les rejets urbains sont, depuis plusieurs années, collectés, traités et rejetés en zone océanique à plus de 10 km au sud du Bassin.

Par analogie rapide avec les proliférations bretonnes, il devenait donc tentant, pour les victimes du phénomène (ostréiculteurs, pêcheurs, touristes), de mettre en cause le développement de l'agriculture intensive sur le bassin versant, alors que les caractéristiques géographiques, morphologiques, géologiques des deux sites ne peuvent être comparées et que l'agriculture intensive girondine ou landaise n'a pas atteint l'importance de celle de la Bretagne-Nord.

Une étude spécifique du phénomène devenait donc indispensable. A la demande du Syndicat Intercommunal du Bassin d'Arcachon (S.I.B.A.), la présente étude a donc été lancée en 1992, pour une durée contractuelle de deux ans, et a nécessité le concours du **CEMAGREF**, de la **Société Scientifique d'Arcachon** (incluant la participation du **Laboratoire d'Océanographie Biologique de l'Université de Bordeaux I**, de la **SABARC** (Société gestionnaire du réseau d'assainissement intercommunal) et de l'**IFREMER**, sous la direction scientifique de ce dernier. Par ailleurs, certaines parties de cette étude ont reçu l'appui de chercheurs de la **Station Marine de Roscoff** (J. Cabioch et G. Levavasseur) ou fait l'objet de travaux spécifiques réalisés par des organismes spécialisés (**CEVA** - Pleubian, **CREOCEAN** - La Rochelle).

Cette étude a porté uniquement sur l'algue verte *Monostroma obscurum* dont le développement était largement le plus préoccupant. Devant la lourdeur et la complexité d'une telle étude et dans le délai imparti, il eut été présomptueux et inefficace de vouloir traiter l'ensemble des proliférations observées dans le Bassin d'Arcachon.

Néanmoins, la somme d'observations recueillies au cours de cette étude, confrontée aux résultats des travaux concernant les proliférations d'autres espèces dans d'autres sites, permettra de

mieux comprendre les mécanismes d'apparition et de développement de ces phénomènes à travers l'exemple de *Monostroma obscurum*.

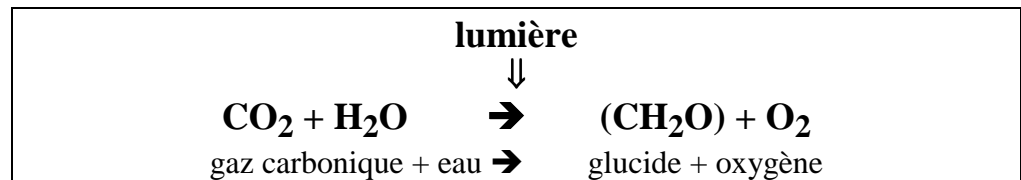
Présentation générale de l'étude

Lorsqu'on étudie le développement d'une espèce vivante, il importe de prendre en compte tous les (ou au moins la majorité des) éléments impliqués dans le processus de croissance de cet organisme. Une telle démarche nécessite donc de connaître les contingences de son métabolisme. Dans ce chapitre, nous rappelons tout d'abord quels sont les facteurs qui président au développement des algues, puis, sur cette base, comment a été composée l'étude des proliférations de *Monostroma obscurum* dans le Bassin.

Rappels sur la physiologie des algues

Les organismes végétaux (autotrophes), au contraire des animaux (hétérotrophes), sont capables d'utiliser l'énergie lumineuse pour réduire les formes inorganiques (minérales) du carbone, de l'azote, du phosphore et du soufre, afin de **photosynthétiser** les substances organiques qui leur sont nécessaires.

L'équation générale de la photosynthèse s'écrit de la façon suivante :



Cette réaction nécessite donc de l'eau, élément largement disponible en milieu marin, du gaz carbonique, qui y fait rarement défaut, et de la lumière comme source d'énergie.

La **lumière** intervient, dans ces mécanismes de photosynthèse, en fournissant des photons dont l'énergie est transformée en ATP (acide adénosine triphosphoré) et en pouvoir réducteur par les pigments photorécepteurs, parmi lesquels se trouve la **chlorophylle**. Cette énergie est ensuite utilisée dans les réactions qui permettent la synthèse de la matière organique végétale. L'**éclaircissement** est donc l'un des facteurs principaux agissant sur le développement des végétaux. Selon leur morphologie et la structure de leur matériel pigmentaire, les différentes espèces algales présentent des réponses photosynthétiques différentes à un même niveau d'éclaircissement.

La **température** influe également sur les processus photosynthétiques (et donc sur la croissance de l'algue), comme sur toutes les réactions biochimiques et chimiques, en général. En fonction de leur structure, les espèces d'algues présentent des *preferendum* et des limites de viabilité différents en matière de température. Les mêmes remarques s'appliquent en ce qui concerne la **salinité** de l'eau dans laquelle elles se développent.

Par ailleurs, un certain nombre d'**éléments chimiques** (notamment le carbone, l'oxygène, l'hydrogène, l'azote et le phosphore) sont nécessaires au végétal, non seulement pour fabriquer sa propre matière, mais également pour faire fonctionner les réactions biochimiques propres à le maintenir en vie.

Les différents matériaux de la matière vivante sont composés de la façon suivante.

Les glucides et les lipides sont constitués d'atomes de **carbone**, d'**oxygène** et d'**hydrogène**. Outre ces trois éléments, les protéines contiennent de l'**azote**. L'**azote** est également l'un des constituants des acides nucléiques (ADN et ARN) dont l'importance est bien connue. Par ailleurs, le **phosphore** rentre dans la composition de macromolécules dont plusieurs sont à la base de processus vitaux fondamentaux : l'ARN et l'ADN, l'ATP, les phospholipides et les phosphoprotéines. Il faut remarquer que l'azote est présent, dans la matière vivante, en proportion beaucoup plus élevée que le phosphore (environ 16 fois plus).

Hormis le **gaz carbonique** et l'**eau**, les végétaux ont ainsi besoin d'un certain nombre d'éléments pour se développer. Ces éléments, dont la disponibilité dans le milieu peut réguler la croissance végétale, sont désignés sous le terme d'éléments nutritifs, ou de **nutriments**. Ce sont, en majorité, des composés azotés ou phosphorés.

- **Azote** : Les algues et les phanérogames marines peuvent utiliser différentes sources d'azote, sous forme inorganique : nitrate (NO_3^-), nitrite (NO_2^-) et ammonium (NH_4^+). La plupart des espèces utilisent en priorité l'ammonium, qui est la forme la plus réduite, donc la plus avantageuse du point de vue énergétique.

- **Phosphore** : Le phosphore est également absorbé par les végétaux sous forme inorganique (Phosphates : H_2PO_4^- , HPO_4^{2-} , PO_4^{3-}).

Organisation de l'étude

- La première partie de l'étude est consacrée aux **facteurs du milieu** influant sur la croissance algale. Le problème se posant en terme d'évolution temporelle du développement macroalgal, nous avons, chaque fois que c'était possible, comparé la situation actuelle avec celle précédant les proliférations.

Nous nous sommes ainsi intéressés à l'évolution de :

- la **météorologie** (température, éclairement, précipitations, vent),
- la **quantité et la qualité des nutriments** apportés au Bassin par les différentes sources potentielles (pluie, apports d'origine urbaine, apports par les cours d'eau avec une attention spéciale apportée aux sources d'origine agricole),
- la **circulation des eaux** et l'**hydrologie** du Bassin (température, salinité, matières en suspension, teneur en nutriments et chlorophylle a).

- La seconde partie de l'étude réunit les données (acquises au cours de ce travail et issues de la bibliographie) concernant la **physiologie** de cette espèce (modalités de production et de croissance, absorption et stockage des nutriments). Elle contient aussi la **description** de la prolifération de *Monostroma* dans le Bassin (distribution et évolution temporelle de la biomasse).

- Une discussion finale, organisée autour de questions simples, met ces deux parties en relation. Les méthodes les plus pertinentes de lutte contre la prolifération sont ensuite présentées.

PREMIERE PARTIE : LE MILIEU

1 Présentation du Bassin d'Arcachon

Le Bassin d'Arcachon est une lagune côtière mésotidale située sur le littoral aquitain à 44°40' de latitude nord et 1°10' de longitude ouest. Sa superficie est de **156 km²**. Elle communique avec l'Océan Atlantique par l'intermédiaire de deux passes étroites (Figure 1).

En basse-mer de vive eau, les deux tiers de la Baie émergent sous l'effet du mouvement des masses d'eau dont le volume oscillant est compris, pour des marées de vive eau, entre **370 et 400 millions de m³** (LCHF, 1973c), tandis que l'on peut estimer à **270 millions de m³** le volume des eaux lagunaires en dessous du zéro des cartes marines (Auby, 1991). Selon une étude récente (Gassiat, 1989), le marnage varie entre **1,10 m** (coefficient : 20) et **4,95 m** (coefficient : 120).

L'Eyre, au Sud-Est, et les canaux du Porge et des Landes, respectivement au nord et au sud de la Baie, assurent au Bassin la majorité des apports d'eau douce (Figure 1). Ils sont renforcés par le débouché de 26 ruisseaux et "crastes", ainsi que par les eaux de la nappe phréatique. Lamour et Balades (1979) estiment le volume de l'ensemble des eaux douces arrivant au Bassin à **1 340 millions de m³ par an**.

Bouchet (1968) a défini trois types de masses d'eau baignant le Bassin d'Arcachon. Elles sont caractérisées par leur régime annuel de température et de salinité.

- Eaux néritiques externes :	Température = 9,5°C - 21°C
	Salinité = 34 - 35 ‰
- Eaux néritiques moyennes :	Température = 6°C - 22,5°C
	Salinité = 27 - 33 ‰
- Eaux néritiques internes :	Température = 1°C - 25°C
	Salinité = 22 - 32 ‰

L'effet de la marée permet de délimiter deux grands types de zones dans le Bassin : **zone infralittorale** (chenaux) et **zone intertidale** (estrans).

Les **chenaux** ont une profondeur maximale de **20 m**. La surface des chenaux principaux est d'environ **4 120 ha** et ils sont prolongés par un réseau de chenaux secondaires ("**esteys**") peu profonds qui occupent **1 170 ha**. Le talus et le fond de certains chenaux sont colonisés par les herbiers de *Zostera marina* (environ **400 ha**).

Les zones émergées à basse-mer (replats de marée) sont classées en trois types : **plages océaniques**, **plages semi-abritées** et **plages abritées**. Au sein de ce dernier groupe, assimilable aux

marais maritimes, des critères hypsométriques et bionomiques permettent de distinguer la slikke et le schorre.

- La **slikke** est immergée à chaque marée haute. Elle est peuplée principalement par les **herbiers de *Zostera noltii*** dont la surface s'élève à **7 000 ha** environ (Auby, 1991).

- Le **schorre**, ou pré salé, est inondé seulement en marée de vive eau. Il est recouvert d'halophytes. D'après Sorriano-Sierra (1992), sa superficie s'élève à **766,8 ha**, dont **714,4 ha** sont colonisés par la végétation halophile.

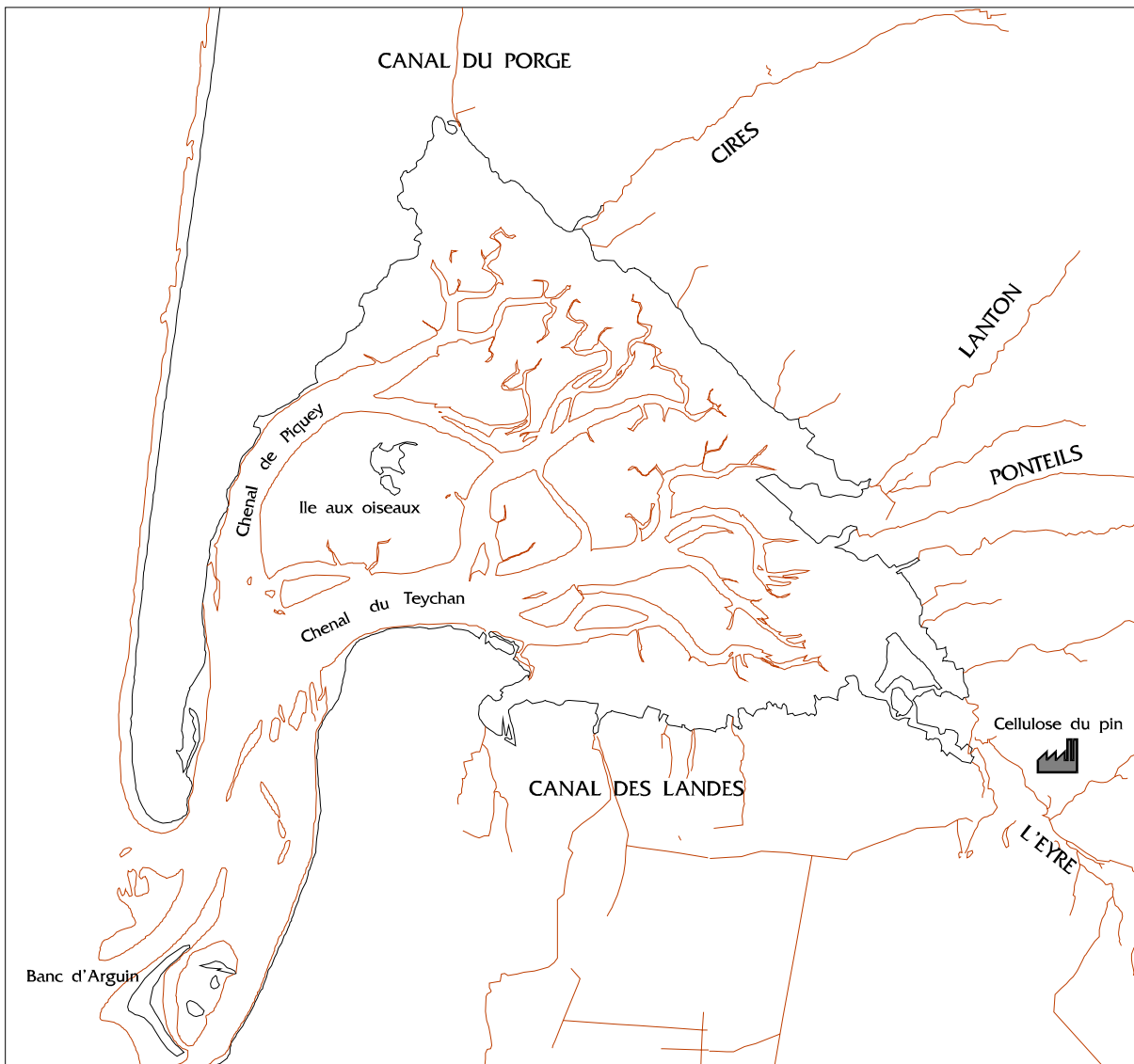


Figure 1: Présentation du Bassin d'Arcachon.

2 Météorologie

2.1 Les données météorologiques

Les données présentées ici sont fournies par Météo-France. Le poste météorologique était à l'origine situé en bordure de la plage d'Arcachon (Arcachon Marine), puis, à partir de 1987, une station entièrement automatique fut implantée à l'entrée du port. De ce fait, le rayonnement journalier était calculé à partir du nombre d'heures d'ensoleillement avant 1987, puis fut directement enregistré par la station automatique après cette date.

Les données météorologiques sont ici exploitées à partir de 1956, date à laquelle les paramètres **température de l'air, précipitations et rayonnement** sont régulièrement recueillis. Rayonnement et précipitations annuels sont obtenus par **sommation** des valeurs journalières de l'année tandis que les températures annuelles sont les **moyennes** des températures journalières ((température minimale + température maximale) /2).

Afin de caractériser les différentes années et/ou tenter de dégager une tendance générale, des **normales annuelles ou mensuelles** ont été calculées pour chaque paramètre. Elles correspondent à la moyenne des valeurs annuelles, saisonnières ou mensuelles sur la période 1956 - 1993.

Les observations de **vent** réalisées au sémaphore du Cap Ferret ont été analysées par la Météorologie Nationale pour la période 1955-1980 (Ascensio *et al.*, 1987). Par ailleurs, nous avons réalisé une exploitation manuelle des données de la station d'Arcachon pour les années 1988 à 1993.

2.2 Résultats

- **Température de l'air**

En moyenne annuelle, la température de l'air est globalement plus élevée pendant les années 1980 qu'au cours des deux décennies précédentes (Figure 2a). **La température de l'air dépasse significativement la normale annuelle de 1981 à 1983 ainsi que de 1988 à 1990.**

- **Rayonnement**

Depuis 1981, le rayonnement est égal ou inférieur à celui qui a été mesuré depuis 1956, notamment de 1981 à 1983, et de façon beaucoup plus marquée en 1988 ainsi que de 1991 à 1993 (Figure 2b).

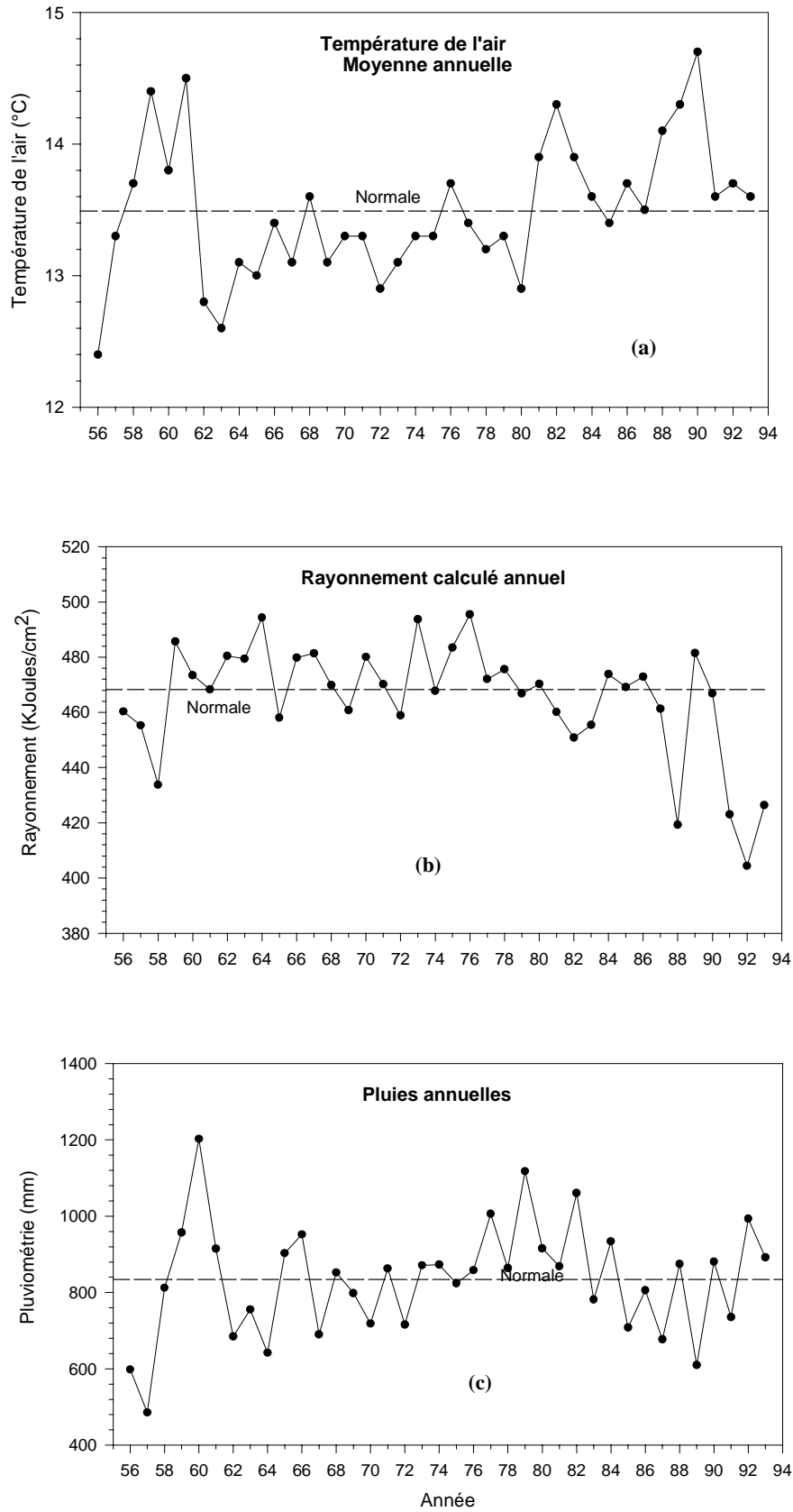


Figure 2: Evolution inter-annuelle des paramètres température de l'air (a), rayonnement (b) et pluviométrie (c).

• Précipitations

Comme au cours des années 1962 à 1972, **la période comprise entre 1985 et 1991 a été globalement marquée (5 années sur 7) par un déficit de précipitations par rapport à la normale annuelle.** A partir de 1992, le régime des pluies redevient supérieur à cette limite (Figure 2c). Il semble que cette période de sécheresse s'explique surtout par le plus faible niveau de précipitations au cours des automnes et/ou des hivers de ces années-là (Annexe 1). Il faut cependant remarquer qu'à partir de 1985, les pluies printanières sont systématiquement supérieures à la normale saisonnière.

• Vent

Les principaux résultats du travail réalisé sur le vent par Ascensio *et al.* (1987) sont :

- la rose de fréquence annuelle des vents sur la période 1955-80 indique les pourcentages suivants de fréquence par quadrant :

NE 26,6% SE 16,3% SW 20,3% NW 33,3% Calmes 3,7%,

- l'énergie relative déployée par le vent par secteur, évaluée en multipliant la fréquence par le carré de la vitesse, est :

NE 14,6% SE 11,1% SW 33,6% NW 40,7%,

- en moyenne sur une année, **74% de l'énergie dispensée par le vent est d'origine Ouest** (NW + SW) et 55% d'origine Nord (NW + NE),

- les tableaux de persistance montrent que les périodes de vent supérieur ou égal à force 6 Beaufort n'ont pas dépassé 3 jours consécutifs et ce, en moyenne 3 fois par an.

Pour la période 1988-93, l'histogramme (Figure 3) des nombres d'heures par mois avec un vent supérieur à 20 noeuds (force 5 Beaufort), montre que les trois années **1991 à 1993 sont marquées par un déficit en vent fort.** Gassiat (1989) a noté que pendant sa période d'étude (1985-1988), le régime des vents différait du régime général par un faible pourcentage des tempêtes d'Ouest et une proportion beaucoup plus importante de vents faibles de secteur Sud-Est.

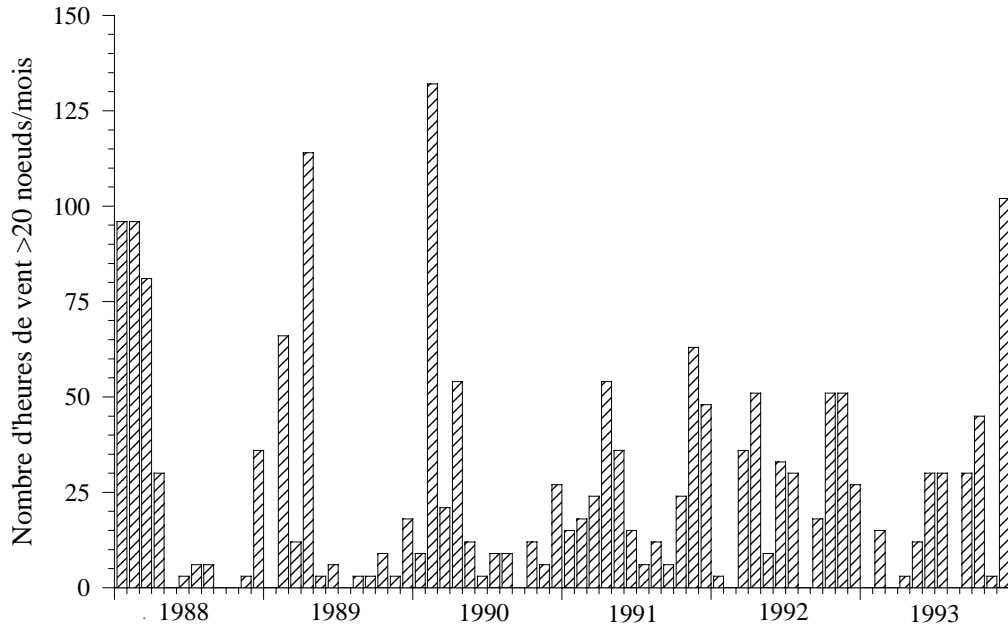


Figure 3 : Nombre d'heures de vent de force supérieure à 5 Beaufort par mois.

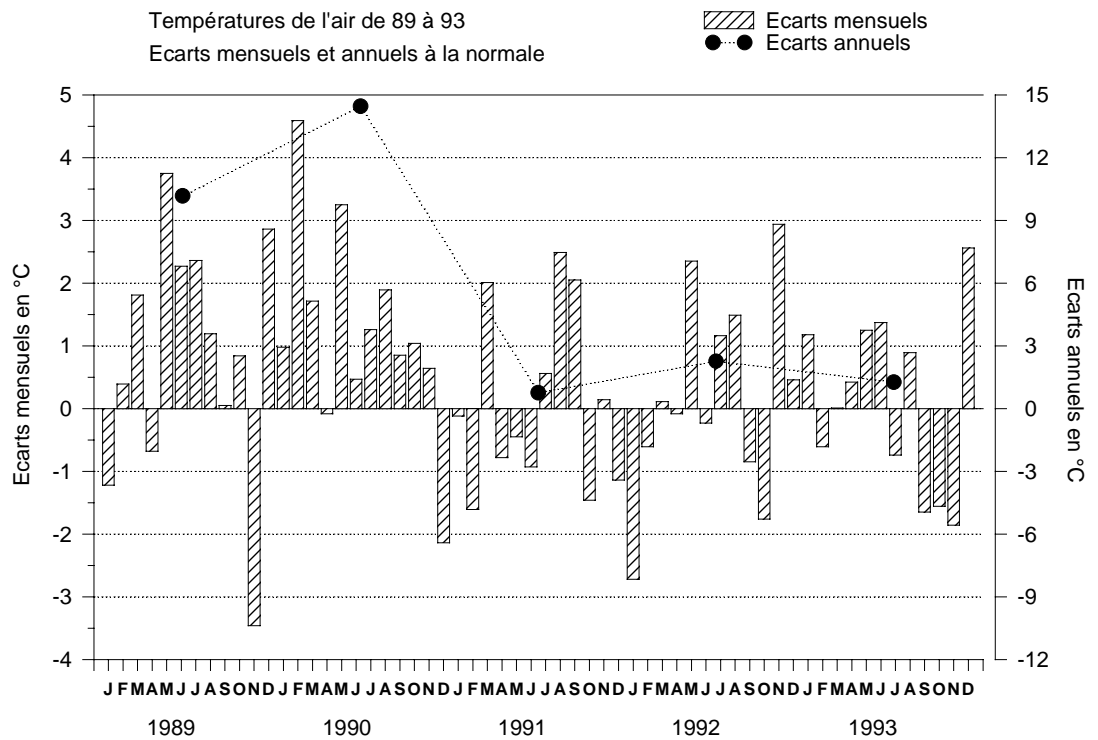


Figure 4 : Evolution de la température annuelle et des écarts mensuels à la normale.

2.3 Discussion

Les proliférations algales sont, dans leur ensemble, apparues à partir de 1982 et continuent depuis cette date à se manifester régulièrement dans le Bassin. Cette dernière décennie semble correspondre à une période plus chaude qu'auparavant, s'accompagnant d'un ensoleillement et d'une pluviométrie généralement plus faibles. Par ailleurs, la période de 1985 à 1993 serait globalement plus calme que la normale, avec un déficit en vents forts de secteur Ouest.

Les proliférations de *Monostroma* ont été observées depuis 1989. Il est intéressant de remarquer que ces années ne sont pas homogènes du point de vue climatologique (Figures 4, 5 et 6). Les années 1989 et 1990 sont en effet plus chaudes que la normale tandis que 1991, 1992 et 1993 sont moyennes pour ce paramètre. Il en est de même pour l'ensoleillement qui, s'il est un peu supérieur à la normale en 1989 et 1990, est nettement déficitaire de 1991 à 1993. Quant à la pluviométrie, elle fait alterner des années plutôt sèches (1989 et 1991) et des années normales (1990 et 1993) à pluvieuses (1992).

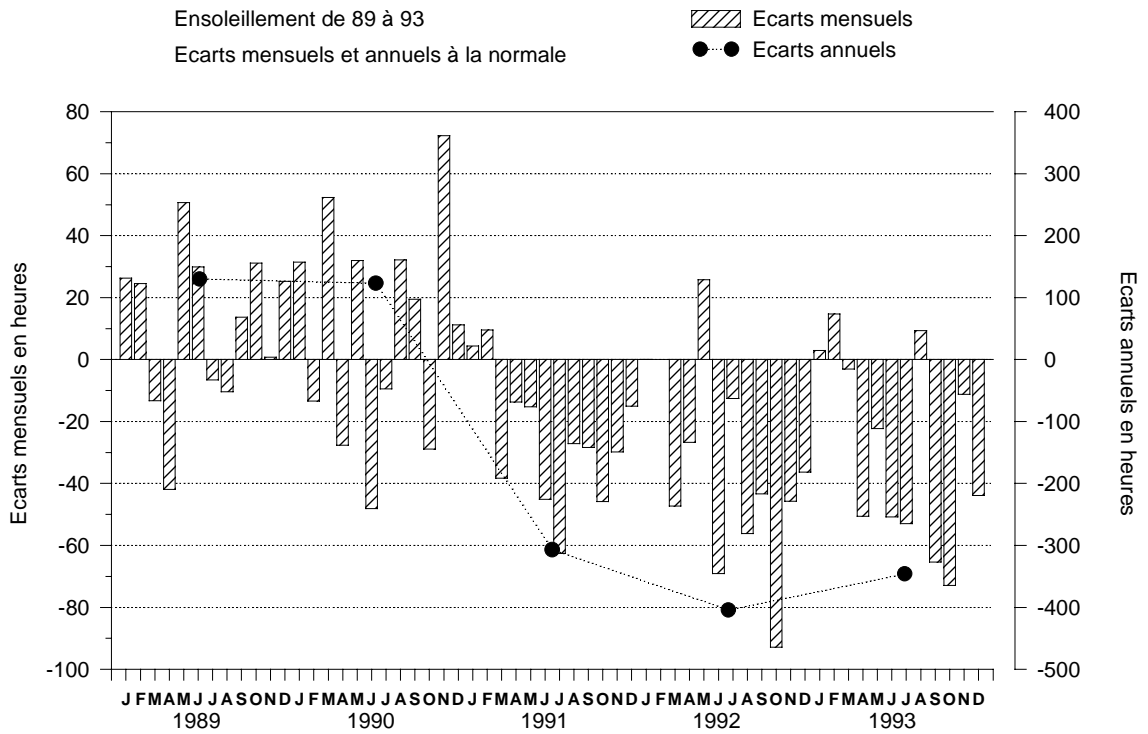


Figure 5 : Evolution de l'ensoleillement annuel et des écarts mensuels à la normale.

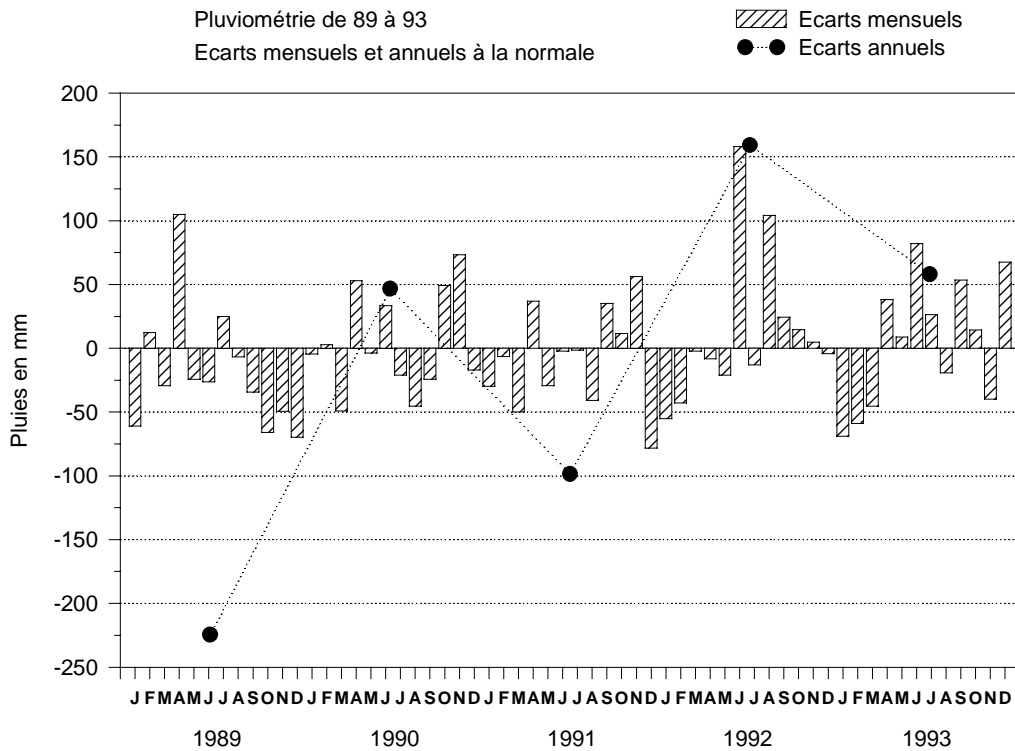


Figure 6 : Evolution de la pluviométrie annuelle et des écarts mensuels à la normale.

3 Nutriments

Comme nous l'avons vu dans l'introduction, les nutriments (ou éléments nutritifs) sont nécessaires au métabolisme des végétaux, organismes autotrophes capables de transformer la matière minérale en matière organique. Si la croissance des végétaux n'est pas limitée par un autre élément (lumière par exemple), un accroissement de la quantité de nutriments apportée dans le milieu pourra leur permettre de se développer en de plus grandes proportions. Pour cette raison, en milieu aquatique, **l'augmentation des apports d'azote et/ou de phosphore est souvent tenue pour responsable des phénomènes de proliférations micro- ou macroalgales.**

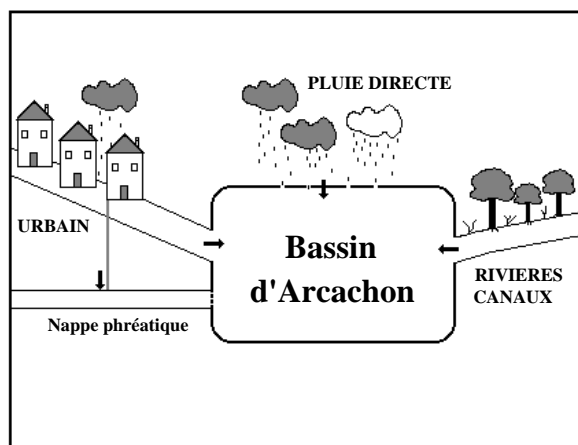
Dès lors, lorsque l'on s'intéresse à ces phénomènes, il est primordial d'établir un **bilan des nutriments** dans le biotope qui abrite de telles proliférations, en prenant en compte, si possible, l'évolution au cours du temps des différents paramètres impliqués dans ces processus.

Ce chapitre comporte deux parties. La première est consacrée aux **apports allochtones de nutriments** dans le Bassin, par la pluie, les cours d'eau et le ruissellement sur les zones urbanisées. La seconde partie traite des modalités du **recyclage de ces nutriments**, notamment des échanges eau-sédiment et de la dégradation des macroalgues. Par ailleurs, est évoquée dans cette partie l'existence de phénomènes d'origine bactérienne encore mal quantifiés, concernant les échanges d'azote entre les sédiments et l'atmosphère.

3.1 Apports externes de nutriments

L'alimentation du Bassin d'Arcachon en éléments nutritifs a trois origines :

- les apports directs par les précipitations tombant sur le plan d'eau,
- les apports par les cours d'eau en provenance des bassins versants,
- les apports provenant de sources urbaines.



NB : Les rivières et canaux alimentent également la nappe phréatique. Cependant, la présente étude ne prend en compte que les apports urbains à la nappe phréatique, faute de données disponibles sur le fonctionnement général de celle-ci. Une étude ultérieure sur ce sujet est nécessaire.

3.1.1 Les différentes formes de l'azote et du phosphore apportés au milieu et leur origine

Avant d'aborder le cas du Bassin d'Arcachon, il est utile de rappeler quelques généralités concernant la nature (formes chimiques dosées) et l'origine des nutriments (azote et phosphore) qui atteignent le milieu côtier.

Les différentes formes d'azote apportées au milieu et leur origine :

L'azote apporté au milieu provient de trois sources principales.

- **Rejets domestiques** : l'azote est presque en totalité sous la forme d'**azote organique (urée, créatinine et acide urique) et d'azote ammoniacal (N-NH₄)** dont le dosage est réalisé par la méthode de Kjeldahl (azote total Kjeldahl ou **NTK**)

L'urée et les acides aminés s'hydrolysent rapidement pour donner de l'ammonium. De ce fait, selon le temps de séjour dans le réseau d'assainissement, l'azote organique sera plus ou moins transformé. Aussi, bien que l'on considère que le rejet de 13 à 15 g d'azote (NTK) par habitant et par jour soit composé pour 2/3 de formes organiques (Aminot et Guillaud, 1990), la proportion moyenne des deux composants du NTK obtenue sur 6 eaux résiduaires urbaines s'établit à 70% de NH₄ et 30% de N organique, les composés oxydés (NO₂+NO₃) n'atteignant pas 1%.

- **Rejets industriels** : selon l'activité industrielle, les concentrations d'azote dans le rejet sont très variables. Les industries les moins polluantes, telles que la fabrication de pâte à papier produisent des concentrations de 5 à 20 mg/l de NTK. Pour les plus polluantes, le rejet présente des concentrations beaucoup plus élevées (fabriques d'engrais : 1 500 à 5 000 mg/l de NTK- lisier de porc : 12 000 mg/l de NTK). Ces derniers rejets, bien que dispersés et relativement peu abondants en débit, représentent une menace pour les milieux récepteurs.

- **Rejets diffus issus du lessivage des sols enrichis en engrais azotés** : les apports d'azote d'origine agricole aux eaux de surface varient de façon considérable d'une région à une autre, en relation avec la pédologie, l'hydrographie, le climat, les pratiques culturales, la nature des récoltes et la plus ou moins bonne maîtrise des agriculteurs de l'emploi des divers engrais.

Selon la nature des apports fertilisants et la granulométrie du sol, on constate que les pertes dues aux engrais représentent un surcroît de 10 à 50% des pertes naturelles (maximum pour des sols à faible fraction fine). Cet apport se fait **presque uniquement sous la forme la plus mobile, c'est à dire l'azote nitrique (N-NO₃) ou nitrate.**

L'ampleur et la hiérarchie des apports d'azote aux eaux de surface est donc fonction de l'importance relative de l'urbanisation (rejets domestiques), de l'industrialisation (rejets

industriels) et de l'intensification de l'agriculture (rejets issus du lessivage des sols) de la région considérée.

Les différentes formes du phosphore et leur origine :

On distingue deux formes principales du phosphore :

- **le phosphate** (PO_4) correspond à la fraction de phosphore qui se trouve sous forme minérale dissoute (eaux filtrées sur $0,45 \mu\text{m}$).

- **le phosphore total** (PT) résulte de l'analyse d'eaux non-filtrées. Cette fraction rassemble le phosphore organique et minéral, dissous et particulaire.

La majorité des apports de phosphore provient de **sources ponctuelles** : rejets urbains ou industriels, déjections animales provenant d'élevages industriels.

Les **rejets domestiques** sont plus réduits que dans le cas de l'azote : on considère qu'un habitant produit journallement entre 3 et 4 grammes de **phosphore total (PT)** dont une moitié provient des excréta et l'autre de l'utilisation de produits détergents à base de polyphosphates

Le fait que les **apports diffus** de cet élément **par lessivage des sols** soient minoritaires s'explique par la faible solubilité du phosphore contenu dans les sols et particulièrement des formes minérales constituées, dans les milieux acides, par les phosphates de fer et d'alumine. La majeure partie du phosphore appliqué comme engrais ou restitué par la décomposition de la matière organique est rapidement convertie en forme insoluble. Pour cette raison, on rencontre fréquemment dans les sols des concentrations de phosphore dissous inférieures à $0,01 \text{ mg/l}$.

Il apparaît que le phosphore provenant d'apports diffus parvient aux cours d'eau principalement sous forme particulaire et par ruissellement de surface (Biggar et Corey, 1969).

Quelles que soient ses origines (entraînement à partir des sols agricoles du bassin versant, rejets industriels ou apports domestiques), le phosphore se retrouve dans **les eaux de surface** et dans **les sédiments** sous plusieurs formes, organiques (phospholipides, phosphoprotéines, ...) et minérales (phosphate et polyphosphate) plus ou moins complexées.

Les **relations du phosphore avec le sédiment** (sédiment des cours d'eau et sol) régissent la plus grosse part des apports à partir du stock sédimentaire.

La **granulométrie des sédiments** doit être prise en compte. En effet, l'essentiel du pouvoir adsorbant est dû aux particules les plus fines ($<50\mu\text{m}$) qui peuvent être remises en suspension lors de variations de débit d'une rivière ou de remaniement des sols par érosion naturelle, défrichage ou terrassement.

Le **remaniement du sédiment** entraîne des phénomènes de désorption du phosphore mais également le transfert du phosphore soluble de l'eau interstitielle dans la colonne d'eau (Matejka *et al.*, 1992).

Les **mécanismes chimiques et biologiques (action bactérienne)** de réduction des complexes fer-phosphate et calcium-phosphate dans les sédiments jouent un grand rôle dans la régulation des échanges eau-sédiment : ils seront détaillés ultérieurement.

3.1.2 Apports atmosphériques

3.1.2.1 Introduction

Les apports atmosphériques de nutriments s'effectuent de trois façons :

- les éléments dissous contenus dans l'eau de pluie et la neige
- les particules tombant en surface
- les aérosols et les gaz

L'importance relative de ces apports varie avec la situation géographique de la zone considérée (proximité de zones industrialisées notamment), la saison et les conditions météorologiques.

Dans les **régions côtières du Nord de l'Europe** (Kattegat), la Danish Environmental Protection Agency estime que 20 à 30% des apports d'azote au milieu passent par la voie atmosphérique, ce qui représente presque **1 tonne de N par km² et par an**. En **Méditerranée nord-occidentale**, Martin *et al.* (1989) considèrent comme réaliste un apport de l'ordre de **0,5 tonne d'azote minéral dissous** et de **0,14 tonne de phosphore minéral (P-PO₄) par km² et par an**.

Les apports atmosphériques de nutriments sont de moindre importance sur la façade atlantique française que dans ces deux régions, certainement à cause du régime de vents dominants d'Ouest. En effet, c'est généralement en période de vent d'Est (pluie chargée en apports continentaux) que Souchu et Treguer (1987) mesurent les plus fortes concentrations en ammonium et en nitrate dans l'eau de pluie.

Dans la zone qui nous intéresse, en prenant en considération son caractère côtier et sa position "au vent" par rapport aux concentrations urbaines et industrielles, on peut préjuger du caractère modéré de ce type d'apport. Toutefois, il nous a paru utile, au sein de cette étude, de tenter de le quantifier.

3.1.2.2 Méthodes

Deux approches ont été utilisées afin d'estimer la quantité de nutriments apportée au Bassin annuellement par les eaux de pluie.

- La première méthode s'appuie sur des mesures directes de concentrations en nutriments dans les pluies arrivant au Bassin. Les échantillons d'eau ont été récoltés entre les mois d'août 1992 et de

septembre 1993, par la SABARC (2 prélèvements, en août et novembre 1992) et IFREMER (19 prélèvements entre octobre 1992 et septembre 1993). Dans les échantillons IFREMER, seuls l'azote et le phosphore inorganiques ont été dosés. La SABARC a réalisé des mesures d'azote et de phosphore total (inorganique + organique). Connaissant la pluviométrie locale (données METEOFRANCE), il est alors possible de calculer un flux annuel de nutriments, à partir de ces deux séries de mesures. Toutefois, en raison du faible nombre de prélèvements réalisés au cours de cette année, ce calcul de flux est, sans doute, relativement imprécis.

- Pour cette raison, nous avons également calculé des flux théoriques entrant par cette voie dans le Bassin d'Arcachon, en utilisant les données de flux calculées pour d'autres sites de la zone côtière atlantique

3.1.2.3 Résultats et discussion

3.1.2.3.1 Concentration en nutriments des eaux de pluie

Les concentrations en nutriments mesurées dans les eaux de pluie d'Arcachon sont présentées en détail dans l'annexe 2 et résumées dans le tableau 1. Nous y avons adjoint les concentrations des pluies dans d'autres zones géographiques.

Série IFREMER : Les teneurs en azote minéral total ($\text{NH}_4 + \text{NO}_2 + \text{NO}_3$) sont comprises entre 0,08 et 1,7 mg/l (moyenne **0,65 mg/l de N**). Les teneurs en phosphate (P-PO_4) sont, le plus souvent, très faibles : de 0 à 0,37 (moyenne **0,038 mg/l de P**). Ces valeurs sont peu différentes de ce qui est mesuré dans d'autres zones côtières.

Série SABARC : En moyenne, les concentrations mesurées dans les eaux au cours des deux épisodes pluvieux échantillonnés atteignent les valeurs de **1,6 mg/l d'azote total** et **0,3 mg/l de phosphore total**.

Quoiqu'il ne soit pas exclu que les apports d'azote et de phosphore organique soient effectivement importants dans les eaux de pluie, ces concentrations élevées doivent être considérées avec beaucoup de prudence, étant donné le faible nombre d'échantillons à partir duquel cette moyenne est établie.

3.1.2.3.2 Apports annuels

- **Flux calculés d'après les mesures réalisées à Arcachon**

Entre 1990 et 1993, les précipitations annuelles à la station météorologique d'Arcachon-Port se sont respectivement élevées à 881, 736, 993 et 892 mm, soit une moyenne de **875 mm** proche de la normale inter annuelle (chapitre 2.2.).

Série IFREMER : Pour des concentrations moyennes de 0,65 mg/l de N et 0,038 mg/l de P et des précipitations moyennes de 875 mm, on obtient des flux de **0,568 t de N et 0,033 t de P (azote et phosphore inorganique) par km² et par an.**

Sachant que la surface du plan d'eau est de 156 km², l'apport direct annuel de nutriments par les pluies s'élèverait à **89 t d'azote minéral et 5 t de phosphore minéral dissous.**

Série SABARC : Le flux annuel mesuré à partir des deux échantillons analysés par la SABARC atteindrait **210 t d'azote total et 43 t de phosphore total.**

Pour les raisons énoncées dans le paragraphe précédent, ces résultats doivent être considérés avec prudence.

- **Flux calculés d'après les données bibliographiques**

Le tableau 2 rassemble un certain nombre de valeurs de flux de nutriments d'origine atmosphérique calculés au USA et en France.

Les dernières lignes de ce tableau contiennent les informations concernant des zones situées sur le **littoral atlantique**. Dans ces régions, les apports observés se situent entre 0,20 et 0,32 tonne d'azote minéral, 0,9 à 1 tonne d'azote total, et de 0,03 à 0,075 tonne de phosphore total par km² et par an. Si l'on applique les valeurs moyennes de ces concentrations (**0,26 tonne de N minéral, 1 tonne de NT et 0,05 tonne de PT**) à la surface du Bassin d'Arcachon, on obtient une estimation de l'apport annuel par les pluies s'élevant à : **40 tonnes d'azote minéral, 156 t d'azote total (comprenant, bien entendu l'azote minéral) et de 7,8 t de phosphore total.**

Auteur	Lieu	Concentration en nutriments de l'eau de pluie (mg/l de N et P)						
		N-NO ₃	N-NO ₂	N-NH ₄	NItotal	Ntotal	P-PO ₄	Ptotal
Gambel Fisher (1966)	USA	0,62						
Weibel (1969)	USA				0,69	1,27	0,08	
Sanders (1972)	USA				0,01-1,85			0,03-0,06
Brakke (1977)	USA	0,26-2,05	0,0-0,015	0,015-1,5			0,00-0,45	(0,00-0,6)
Vaillant (1973)	USA				0,12-2,3			
Zephoris (1984)	FRANCE moyenne	0,66						
	orages	1,04						
	Finistère	0,20						
	Lot	0,25						
Dole <i>et al</i> (1986)	Doubs	0,76		1,09				
Migon <i>et al.</i> (1989)	Alpes - maritimes				0,94			
Berger (1989)	Charente - maritime	0,14	0,03	0,12	0,27		0,15	
Loye-Pilot <i>et al.</i> (1990)	Méditerranée ouest				0,47			
Vignoles (1992)	Haute-Garonne						0,5	
Réseau BAPMoN (1988)	Yvelines	0,88	0,26					
	Essonne	2,11	0,85					
Ifremer (1993)	Gironde - Arcachon	0,05-0,72		0,03-0,81	0,08-1,72		0,0-0,37	
Sabarc (1993)	Gironde - Arcachon	0,2-0,45				0,9-2,3	0,0-0,022	0,25-0,4

Tableau 1 : Concentration en nutriments dans les eaux de pluie dans différentes zones géographiques.

Auteur	Lieu	Précipitations (mm)	Apports de nutriments par la pluie Flux en tonnes/km ² /an de N et P.			
			N inorg.	N total	P-PO ₄	P total
Valiela <i>et al.</i> (1978)	MONDE			(0,10-5,00)		
Gambell - Fisher (1966)	USA - Caroline -Virginie		0,67 (NO ₃)			
Weibel (1969)	USA	762	0,53	0,96	0,06	
Rapp (1971)	EUROPE			0,89	0,03	
Correll (1977)	USA - Maryland			0,75		0,04
Valiela (1978)	USA - Massachussets.			0,80	0,10	
Rapp (1971)	FRANCE - Hérault	780	1,46		0,08	
Migon <i>et al.</i> (1989)	Alpes - maritimes	742	1,80			
Martin <i>et al.</i> (1989)	Méditerranée		0,50		0,14	
Loye-Pilot <i>et al.</i> (1990)	Corse	1600	2,00			
Henin (1980)				1,00		
Benneton (1984)						0,07
Carrillon (1984)				0,89		0,03
Zephoris (1984)	Finistère	1100	0,20 (NO ₃)			
	Lot		0,25 (NO ₃)			
Collos <i>et al.</i> (1989)	Charente - maritime	700	0,32 (NO ₃)			
Berger (1989)	Charente - maritime	720	0,21 (NO ₃)		0,11	

Tableau 2 : Flux de nutriments provenant des eaux de pluie dans différentes zones géographiques.

3.1.2.4. Conclusion

La synthèse des résultats de flux d'azote et de phosphore provenant des eaux de pluie dans le Bassin d'Arcachon est présentée dans le tableau 3.

Source de calcul	Apport annuel total en nutriments par les pluies (tonnes de N ou de P)			
	N inorganique	N total	P inorganique	P total
Série IFREMER	89		5	
Série SABARC		210		43
Synthèse des données bibliographiques	40	156	18	8

Tableau 3 : Estimation des apports en azote et en phosphore par les eaux de pluie dans le Bassin d'Arcachon

Les flux calculés à partir des concentrations effectivement mesurées sont du même ordre que ceux qui sont estimés à partir des données de la littérature. Ils sont, néanmoins, un peu plus élevés. Il est possible que cette différence provienne d'un échantillonnage insuffisamment étalé dans le temps et/ou du biais engendré par la position du site d'observation à proximité immédiate d'une source d'émission de fumées (Port d'Arcachon).

Dans l'attente de données supplémentaires, on peut considérer que l'apport effectif se situe entre ces deux estimations.

En conclusion, il est utile de rappeler que, comme les autres sources de nutriments, les apports atmosphériques ont évolué au cours du temps. Les données dont nous disposons localement sont insuffisantes pour mettre en lumière une augmentation des apports de ce type, mais les études effectuées dans d'autres régions, notamment en relation avec le développement des phénomènes de pluies acides, témoignent d'une telle tendance. En effet, Zephoris (1984) a montré, grâce à l'analyse des données du réseau BAPMoN de 1977 à 1983, "une augmentation en France de l'acidification des précipitations et un accroissement des dépôts de SO_4 et NO_3 le long d'un axe Ouest-Est, dans des proportions plus importantes pour NO_3 ".

3.1.3 Apports par les cours d'eau

Les apports par les cours d'eau représentent généralement le mode principal d'approvisionnement en azote et phosphore des eaux côtières.

Deux démarches complémentaires ont été utilisées pour estimer l'importance des quantités de nutriments ainsi apportées au Bassin d'Arcachon.

La première, effectuée par le CEMAGREF (Laplana *et al.*, 1993), consiste à calculer les apports au Bassin en se basant sur l'occupation du sol de l'ensemble du bassin versant et sur la connaissance expérimentale de la contribution aux flux des différentes activités. Ce calcul, réalisé avec les données du début des années 1970, 1980 et 1990, permet aussi de reconstituer l'évolution des vingt dernières années.

La seconde démarche est basée sur un réseau de mesures régulières au débouché des six principaux tributaires du Bassin, qui fut mis en oeuvre de 1989 à 1993 (Agence de l'Eau Adour-Garonne - IFREMER). Pour apprécier l'évolution au cours des deux dernières décennies, nous disposons par ailleurs des résultats du Réseau National de Bassin (RNB) sur l'Eyre, mis en place en 1971.

3.1.3.1 Estimation des flux de nutriments par le CEMAGREF (Laplana *et al.*, 1993)

Seuls les résultats concernant directement le calcul des flux sont repris ici. Le rapport réalisé par le CEMAGREF contient des informations complémentaires, en particulier l'étude de la crue de novembre 1992.

3.1.3.1.1 Méthode

Elle requiert des moyens importants en matériel informatique, en temps de numérisation de l'information de base et en temps de traitement de cette information. Elle utilise un Système d'Information Géographique (SIG), logiciel permettant de cartographier les informations et de les superposer. Elle peut être divisée en plusieurs étapes successives.

La première étape consiste en la délimitation du bassin versant général et de ses sous-ensembles. Tout d'abord, les limites fournies par les cartes topographiques IGN et les cartes de l'Agence de l'Eau et de la CARA ont été numérisées. La délimitation ainsi obtenue a été affinée par photo-interprétation assistée par ordinateur, puis recoupée avec la couverture du réseau hydrographique, préalablement numérisée. Parallèlement, la mise en oeuvre d'un modèle numérique de terrain, après numérisation des courbes de niveaux, a permis de déterminer les limites les plus probables des bassins versants. Les résultats obtenus de ces deux façons ont ensuite été recoupés; des études de terrain ont enfin été réalisées pour arrêter les limites des quelques secteurs soulevant encore des interrogations.

Deux types de bassins versants ont été déterminés (Figure 7) :

- **les bassins versants de type "direct"**, directement reliés au Bassin d'Arcachon, avec un réseau hydrographique simple et au transit rapide (maximum 5 jours),
- **les bassins versants de type "lac" ou "indirect"**, intégrant dans le transport des eaux une phase de transit par les étangs et donc indirectement reliés à l'exutoire terminal.

Deux méthodes différentes d'estimation leur ont été appliquées :

- une méthode de flux calculés *sensu stricto* pour les premiers où le facteur occupation du sol joue un rôle fondamental,
- une méthode de flux calculés à partir des teneurs en nutriments des eaux des lacs et de leurs débits aux exutoires pour les seconds, où le facteur transit par un lac est principal. Ces valeurs proviennent d'études antérieures du CEMAGREF.

La deuxième étape dans l'évaluation des flux des bassins versants de type direct, consiste à déterminer l'occupation du sol par les activités agricoles intensives et traditionnelles et l'activité sylvicole². La surface de 50 ha a été retenue comme limite entre les exploitations agricoles de type traditionnel et intensif. La numérisation de différents documents cartographiques (cartes de l'IGN, de la DDA sur les localisations des défrichements, du CEMAGREF sur l'évolution des défrichements, et de la CARA en 1970, de l'IPLI en 1980, de l'IFN en 1990) et l'introduction des données de télédétection en 1990 (base de données Corine-LandCover et images du satellite Landsat TM) dans le SIG ont permis d'effectuer ce travail par combinaison des différentes informations dans un processus d'inclusion-exclusion définissant les limites les plus probables de l'occupation du sol.

La troisième étape consiste en l'affectation de surfaces de cultures aux deux types d'activités agricoles. Par la procédure d'interrogation de la base de données du Ministère de l'Agriculture (ARISTIDE), les informations des trois Recensements Généraux de l'Agriculture (RGA) de 1970, 1980 et 1990 ont été obtenues. Ces informations étant regroupées par commune, il a fallu numériser les limites communales et les croiser avec les limites générales de la zone d'étude. Une démarche différente a été adoptée selon que les limites communales se trouvaient à l'intérieur, à l'extérieur ou à cheval sur les limites de bassins versants. Au terme de cette analyse, les surfaces et les pourcentages de chaque culture, par type d'agriculture, ont pu être déterminés.

² Les surfaces concernées par les autres modes d'occupation du sol : milieux aquatiques, utilisation urbaines ou militaires, ont également été déterminées.

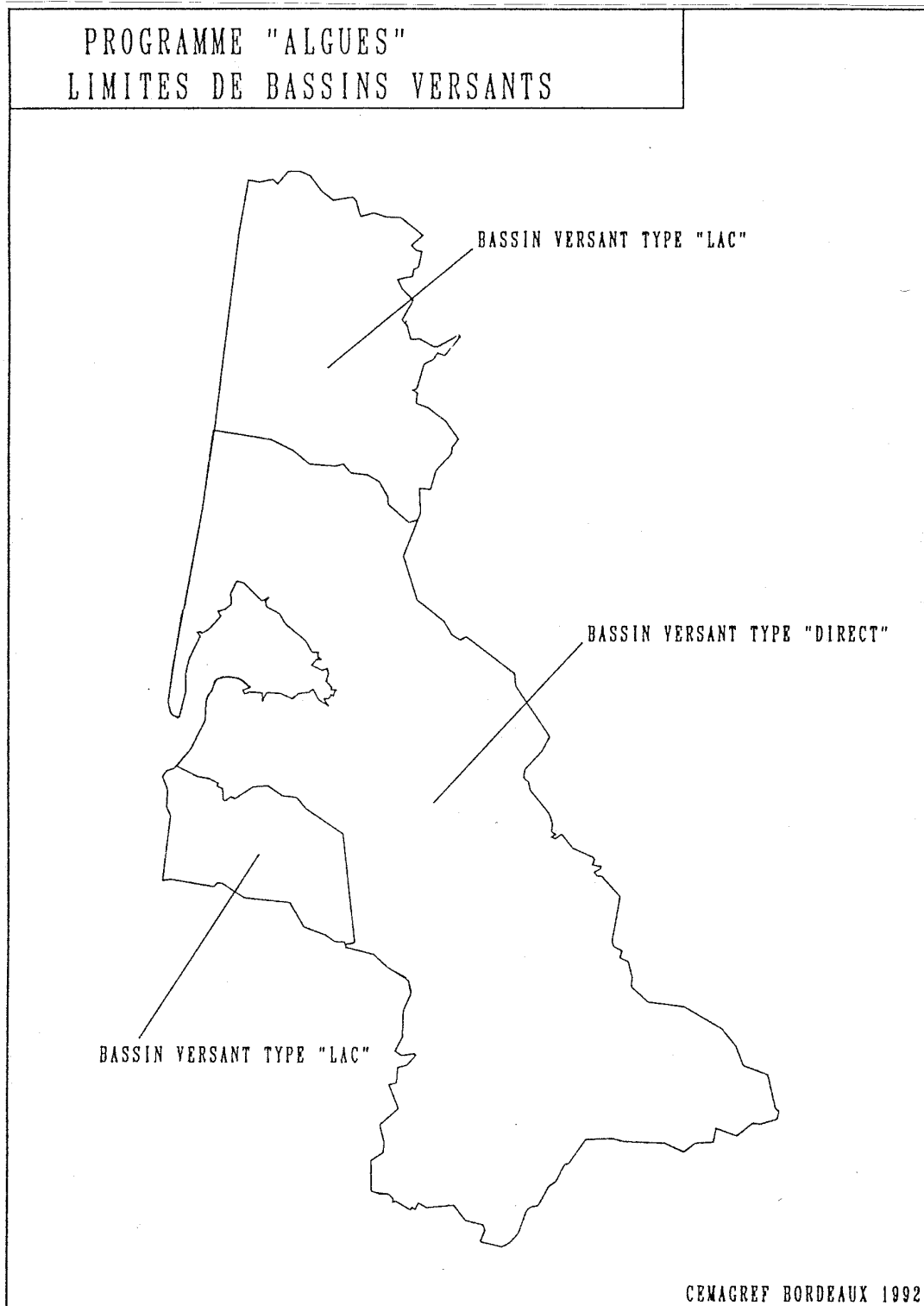


Figure 7 : Limites de bassins versants de type direct et de type indirect ou lac.

La dernière étape est celle de la quantification des flux. Les expérimentations menées par le CEMAGREF en 1991-1992 sur le bassin versant de l'étang d'Hourtin, ont permis de déterminer les pertes en nutriments en fonction de la culture effectuée. Ces résultats ont été appliqués aux surfaces déterminées précédemment. Puis, par addition des différentes valeurs obtenues pour les bassins versants directs ou indirects, les flux de nutriments ont été calculés aux trois périodes.

3.1.3.1.2 Résultats et discussion

Le bassin versant général et ses sous-ensembles

Le bassin versant total affluent au Bassin d'Arcachon couvre une superficie de 4 138 km². Il apparaît relativement homogène du point de vue topographique, géologique et climatique :

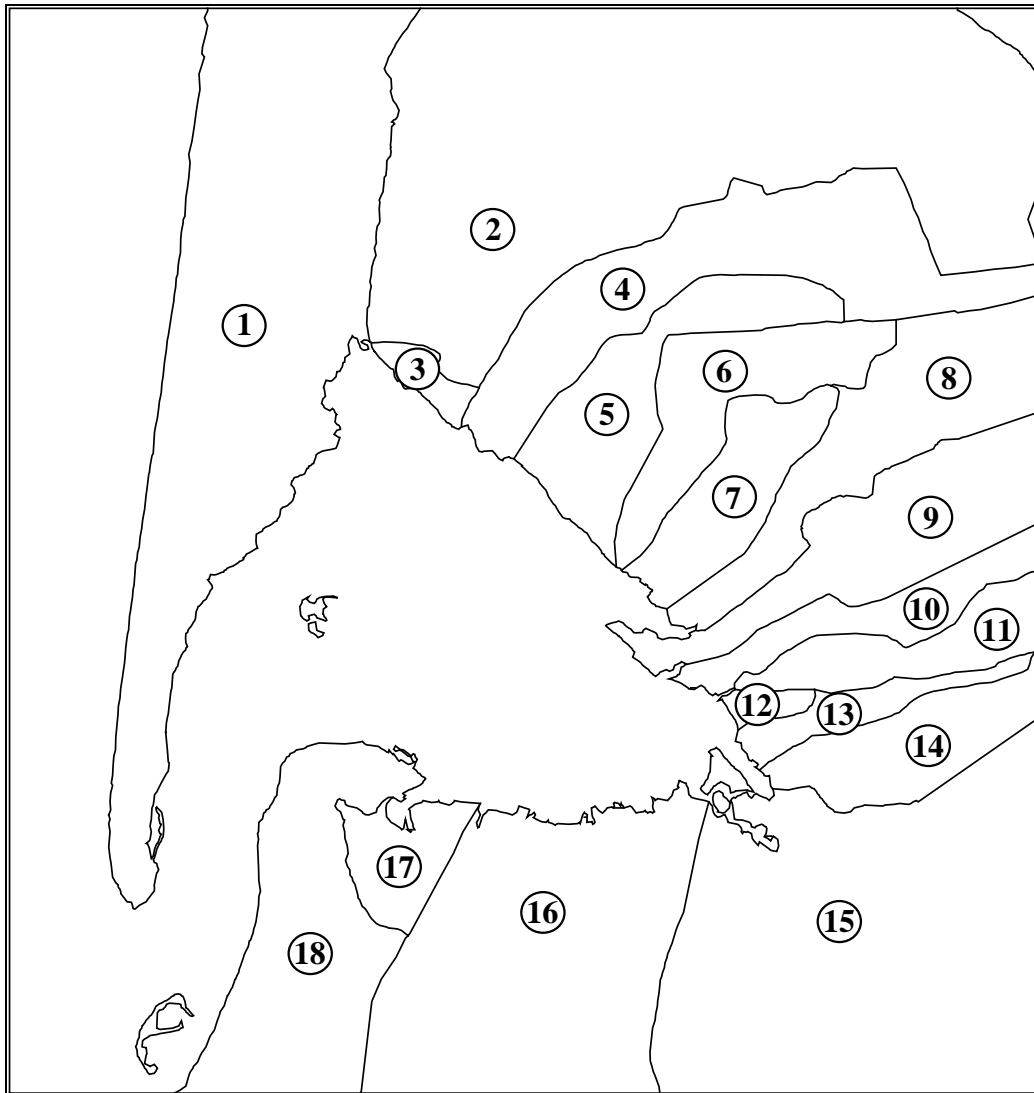
- les pentes sont partout inférieures à 0,5% (hormis le cordon dunaire),
- la couverture se compose uniformément de la formation du Sable des Landes (sauf les rivages immédiats du Bassin),
- la surface déterminée par les isohyètes 900 et 1000 mm couvre la majeure partie de l'espace (hormis le Bassin lui-même).

Le bassin versant est constitué de **1 136 km²** de bassins de type indirect via les **lacs** , soit 1/4 environ , et de **3 000 km²** de bassins de type **direct** via les cours d'eau. Les bassins versants de type "lac" sont au nombre de deux : le système Hourtin-Carcans et Lacanau au Nord, et le système Cazaux-Sanguinet au Sud (Figure 7). Les bassins de type direct sont au nombre de 18 (Figure 8), le bassin de **l'Eyre** représentant à lui seul plus de 70% de la surface, soit **2 141 km²**.

L'occupation du sol

Le bassin versant de type direct est occupé en 1990 à 95% par l'activité agro-sylvicole. La forêt voit sa surface diminuer de 263 000 ha en 1970 à 251 000 ha en 1990, soit de 88% à 84% de l'ensemble. L'agriculture représente en 1990 plus de 11% de la superficie totale et, compte-tenu de son impact important, a fait l'objet d'une analyse détaillée.

En 1970, l'activité agricole couvre une superficie utile de 22 300 ha dont 13 000 ha en intensif et 9 200 ha en traditionnel. A de très rares exception près, l'agriculture de type intensif se trouve localisée en limites de bassins versants (Annexe 3). L'activité traditionnelle est mieux répartie sur l'ensemble de la zone, avec cependant des lieux de prédilection en bordures de vallées ou autour de bourgs et villages.



1+18: Océan	24889.5	10: Pontails	2330.7
2: Porge	22163.0	11: Aiguemorte	2560.5
3: Arès	346.6	12: Junca	155.3
4: Cirès	4870.4	13: Vigneau	780.3
5: Bety/Maurey	2601.0	14: Tagon	2964.2
6: Berle de Cassy	2275.3	15: Eyre	214135.0
7: Renet	1786.3	16: La Hume	11656.8
8: Lanton	3613.5	17: La Teste	1115.3
9: Passaduy/Milieu	3873.0		

Figure 8 : Délimitation et superficie des différents bassins versants directs du Bassin d'Arcachon (ha)

Entre 1970 et 1980, l'agriculture intensive progresse aux dépens de la forêt, avec apparition de nouveaux îlots de cultures à l'intérieur du bassin versant, surtout dans la moitié Sud du bassin versant de l'Eyre (Annexe 4). Pendant cette période, l'extension de l'activité agricole est de 6 000 ha; elle correspond à la fois à la régression du mode traditionnel et à une nette accentuation des défrichements pour l'installation d'exploitations de type intensif.

De 1980 à 1990, les deux dynamiques qui viennent d'être décrites perdurent et même s'accroissent. L'agriculture intensive conquiert 8 000 ha de forêts tandis que le mode traditionnel diminue de 2 000 ha. Le mitage de l'espace forestier dû au morcellement de l'agriculture traditionnelle, encore nettement visible jusqu'en 1980, régresse de manière très marquée (Annexe 5). Les nouvelles créations apparaissent, comme pour la précédente décennie, au sein de la moitié Sud du bassin versant de l'Eyre, et le plus souvent par extension des zones agricoles existantes.

Les deux dernières décennies voient donc diminuer les surfaces utiles dévolues à l'agriculture traditionnelle de 9 200 ha à 6 000 ha et augmenter celles dévolues à l'agriculture intensive de 13 000 ha à près de 28 000 ha (Figure 9). Parallèlement, le nombre d'exploitations agricoles du premier type s'abaisse de 1 562 à 451, et celui du second type s'accroît de 68 à 596, ce qui globalement conduit à la disparition de près des deux tiers des exploitations.

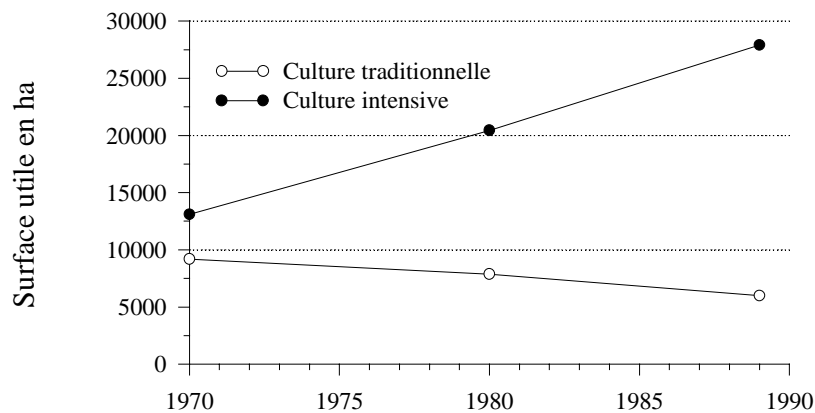


Figure 9 : Evolution des surfaces cultivées selon les 2 types de culture, traditionnel et intensif

Signalons que sur le secteur d'étude se trouvent localisés deux élevages importants de porcs et un élevage de volailles. Théoriquement, les lisiers produits sont épandus à la place d'engrais et ne modifient donc pas les bilans calculés.

L'affectation des terres agricoles

Le RGA de 1970 montre qu'en moyenne, dans les exploitations de type traditionnel, la Surface Agricole Utile (SAU) est occupée à 70% par les fourrages, 25% par la culture du maïs et 5% par des cultures spéciales (Figure 10). En 1980, la répartition des cultures est inchangée. En 1990, la culture du maïs progresse de 20% au détriment des fourrages.

L'agriculture intensive est, dès 1970, très fortement orientée vers la culture du maïs (73% de la SAU). En 1990, cette spéculation sous ses différentes formes (maïs grain et doux), représente 90% de la SAU (Figure 10). L'agriculture intensive devient synonyme de maïsiculture. Les céréales à paille, présentes en 1970, disparaissent, et les cultures spéciales se maintiennent.

Les pertes en nutriments en fonction de l'occupation du sol

L'expérimentation, menée par le CEMAGREF en 1991-1992 sur le bassin versant de l'étang d'Hourtin (Beuffe et Laplana, 1992), révèle que **la maïsiculture induit un flux d'azote minéral à l'exutoire de 19 kg par ha et par an**, représentant 80% de l'azote total. La **forêt** et les **cultures fourragères** induisent quant à elles **des flux de 1kg par ha et par an** (50% de l'azote total). Dans le cas du **phosphore**, il n'a pu être mis en évidence de différences significatives entre les diverses activités en présence. Les flux constatés en cet élément sont de **0,07 kg par ha et par an**, dont 20% représentés par le phosphate.

La quantification des flux

L'analyse du tableau 4 permet de dégager les éléments suivants :

- entre 1970 et 1990, on assiste à une augmentation sensible et régulière des quantités calculées d'**azote minéral** d'origine agro-sylvicole arrivant au Bassin d'Arcachon; les flux passent de **560 à 850 tonnes**, soit une **progression de 50%** sur un rythme moyen annuel de 2,2%,
- en 1970, les flux d'origines agricoles et forestiers s'équilibraient; **en 1990, l'agriculture est à l'origine des 2/3 de l'azote arrivant à l'exutoire** (hors agglomérations et industries),
- les apports provenant des étangs Nord et Sud, ne représentent qu'une faible partie des quantités en jeu.

Les flux calculés de **phosphore total** (Tableau 5) arrivant au Bassin d'Arcachon demeurent relativement stables au cours des vingt années considérées, et sont de l'ordre de **30 tonnes par an**. La légère baisse enregistrée peut être imputée à la diminution des concentrations relevées dans les eaux des étangs Nord et Sud.

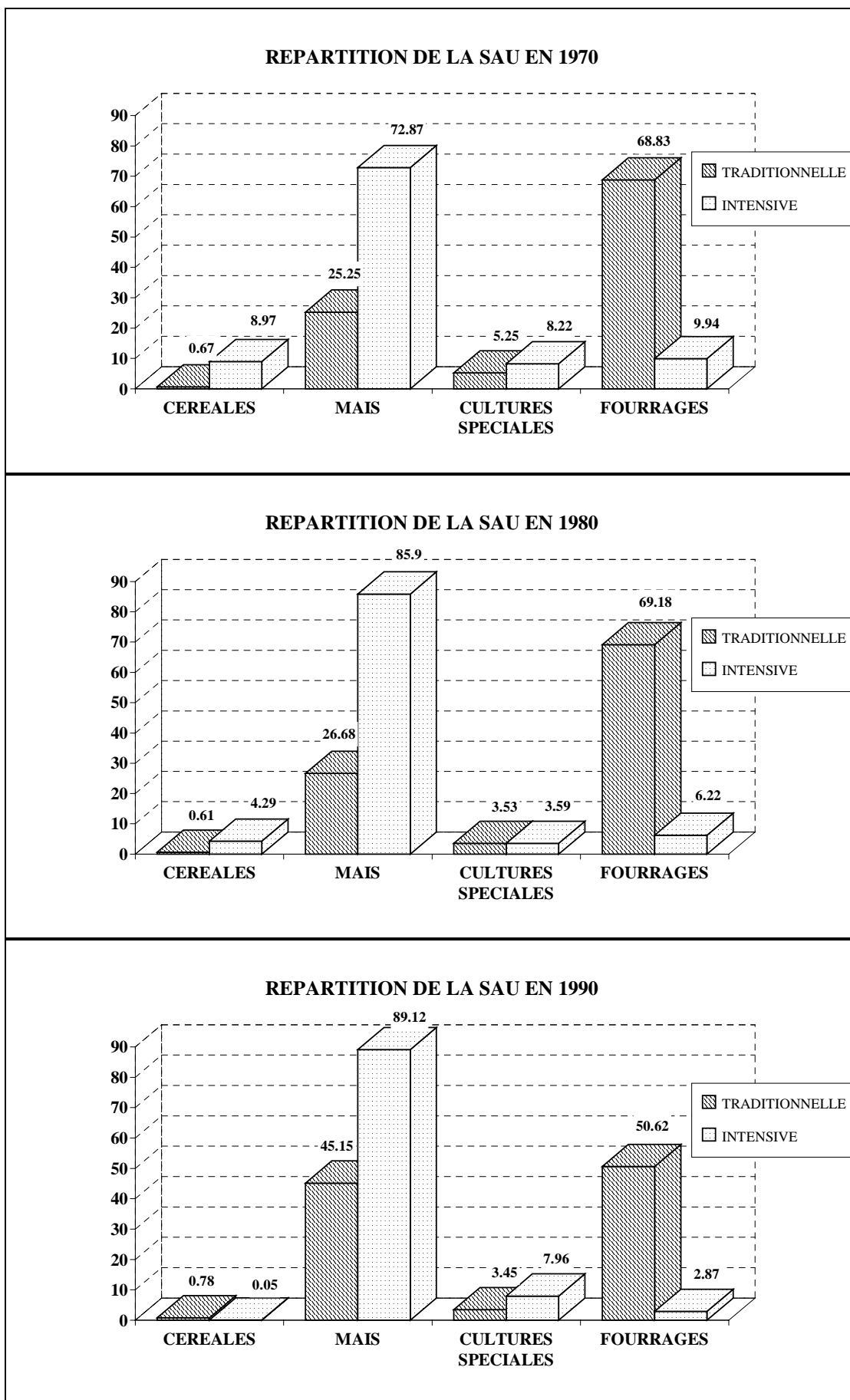


Figure 10 : Répartition de la Surface Agricole Utile (SAU) en 1970, 1980 et 1990.

		1970	1980	1990	
B A S S I N S V E R S A N T	Surface du bassin versant total (ha)	300289	300289	300289	
	Territoires artificialisés (ha)	11556	11556	11556	
	Milieux aquatiques (ha)	3195	3195	3195	
	Surfaces forêts (ha)	263287	257232	251606	
	Surfaces cultures (ha)	22251	28306	33932	
	SAU traditionnel (ha)	9191	7869	5994	
	SAU intensif (ha)	13060	20437	27938	
	SAU cultures traditionnelles %	28.34	29.33	48.71	
	SAU cultures fourragères-autres trad %	71.66	70.67	51.29	
	SAU cultures intensif	90.07	93.78	97.13	
	SAU cultures fourragères-autres inte %	9.93	6.22	2.87	
		<i>Surfaces pour flux à 19 kg/ha</i>			
		Traditionnel	2605	2308	2920
		Intensif	11763	19166	27136
		TOTAL SURFACES A 19 kg/ha	14368	21474	30056
		Indice (100 en 1970)	100	149	209
		<i>Surfaces pour flux à 1 kg/ha</i>			
		Traditionnel	6586	5561	3074
	Intensif	1297	1271	802	
	TOTAL SURFACES A 1 kg/ha	7883	6832	3876	
	Indice (100 en 1970)	100	87	49	

E T A N G S	Volume écoulé LACANAU millions de m ³	114	114	114
	Concentration LACANAU mg/l	0.12	0.39	0.07
	Volume écoulé CAZAUX millions de m ³	38	38	38
	Concentration CAZAUX mg/l	0.10	0.58	0.50
		FLUX LACANAU (tonnes)	13	44
	FLUX CAZAUX (tonnes)	4	22	19

B I L A N	Flux forêt à 1 kg/ha	263287	257232	251606
	Flux agricoles à 19 kg/ha	272990	408002	571064
	Flux agricoles à 1 kg/ha	7883	6832	3876
	Flux étangs (Tonnes)	17	66	27
		Flux totaux en tonnes	561	738
	Indice (100 en 1970)	100	132	152

Tableau 4 : Flux d'azote minéral estimé en 1970, 80 et 90 à partir de l'occupation du sol du bassin versant

		1970	1980	1990
B A S S I N	SURFACE FORET ha	263287	257232	251520
	SURFACE CULTURE ha	22251	28306	34018
	SURFACE AGRO-FORESTIERE ha	285538	285538	285538
V E R S	Flux kg/ha/an	0.07	0.07	0.07
	Flux bassins versants directs tonnes	20	20	20

E T A N G S	Volume écoulé LACANAU millions de m ³	114	114	114
	Concentration LACANAU mg/l	0.07	0.06	0.04
	Volume écoulé CAZAUX millions de m ³	38	38	38
	Concentration CAZAUX mg/l	0.04	0.04	0.03
	Flux LACANAU (tonnes)	8	6	5
	Flux CAZAUX (tonnes)	2	2	1
	FLUX TOTAL ETANGS (tonnes)	10	8	6
	FLUX ARRIVANT AU BASSIN d'ARCACHON (tonnes)	29	28	26

Tableau 5 : Flux de phosphore total estimé en 1970, 80 et 90 à partir de l'occupation du sol du bassin versant

3.1.3.1.3 Conclusion

La forte augmentation des flux calculés d'**azote minéral** est étroitement liée à la croissance de l'agriculture intensive. Cette progression se trouve d'autant plus accentuée que les créations d'exploitations agricoles ne se localisent pas aux lieux et places de l'agriculture dite traditionnelle, mais de la forêt. Par comparaison, les flux induits par les stations de traitement des eaux usées (Annexe 7) apparaissent comme marginaux puisqu'ils se situent à moins d'une tonne par an.

Pour le **phosphore**, la méthode d'analyse n'a pas dégagé de modifications dans les phénomènes de relargage et les valeurs obtenues demeurent stables entre 25 et 30 tonnes par an. L'étude confirme que cet élément migre peu et se trouve bien fixé sur les particules du sol. Cependant, aux périodes de travaux d'aménagement hydro-agricole ou forestier, les risques d'entraînement sont importants du fait de l'absence de structure du matériau le plus présent, le sable. C'est pourquoi il est probable qu'il y ait eu, au cours des vingt dernières années, des pointes de flux de phosphore correspondant aux pointes de travaux de défrichage et d'aménagement hydraulique.

3.1.3.2 Exploitation des données du Réseau National de Bassin (RNB) sur l'Eyre

3.1.3.2.1 Méthode

Le Réseau National de Bassin géré par l'Agence de l'Eau avec la participation de la DIREN assure le suivi de la **qualité de l'eau** de l'Eyre à son entrée dans le Bassin d'Arcachon (Point 191000, Pont D650 à Lamothe du Teich). Ce point est échantillonné 8 à 12 fois par an depuis 1971. Cette série d'observations est la plus longue dont nous disposons. Elle nous permet de connaître l'évolution des concentrations des différents nutriments dans l'Eyre.

Par ailleurs, un limnigraphe enregistre en continu les hauteurs d'eau de l'Eyre, à la station de Salles (station C-471, gérée par le Service Hydrologique Centralisateur de 1967 à 1979, puis par le SRAE devenu DIREN). Des abaques hauteurs/débits permettent de déterminer les débits correspondants. L'Eyre recevant les eaux d'un petit affluent, le Lacanau, entre Salles et le pont de Lamothe, un coefficient de 1,17 est appliqué au débit observé à Salles, pour évaluer le débit au pont de Lamothe.

Les mesures RNB ont moins vocation à servir pour des calculs de flux qu'au contrôle des niveaux de qualité. Mais s'agissant de la seule série de données disponible sur le long terme, il paraissait intéressant de tenter d'en tirer parti. Une estimation des flux annuels au cours des vingt dernières années a donc été réalisée en sommant les flux mensuels extrapolés à partir du flux journalier connu chaque mois.

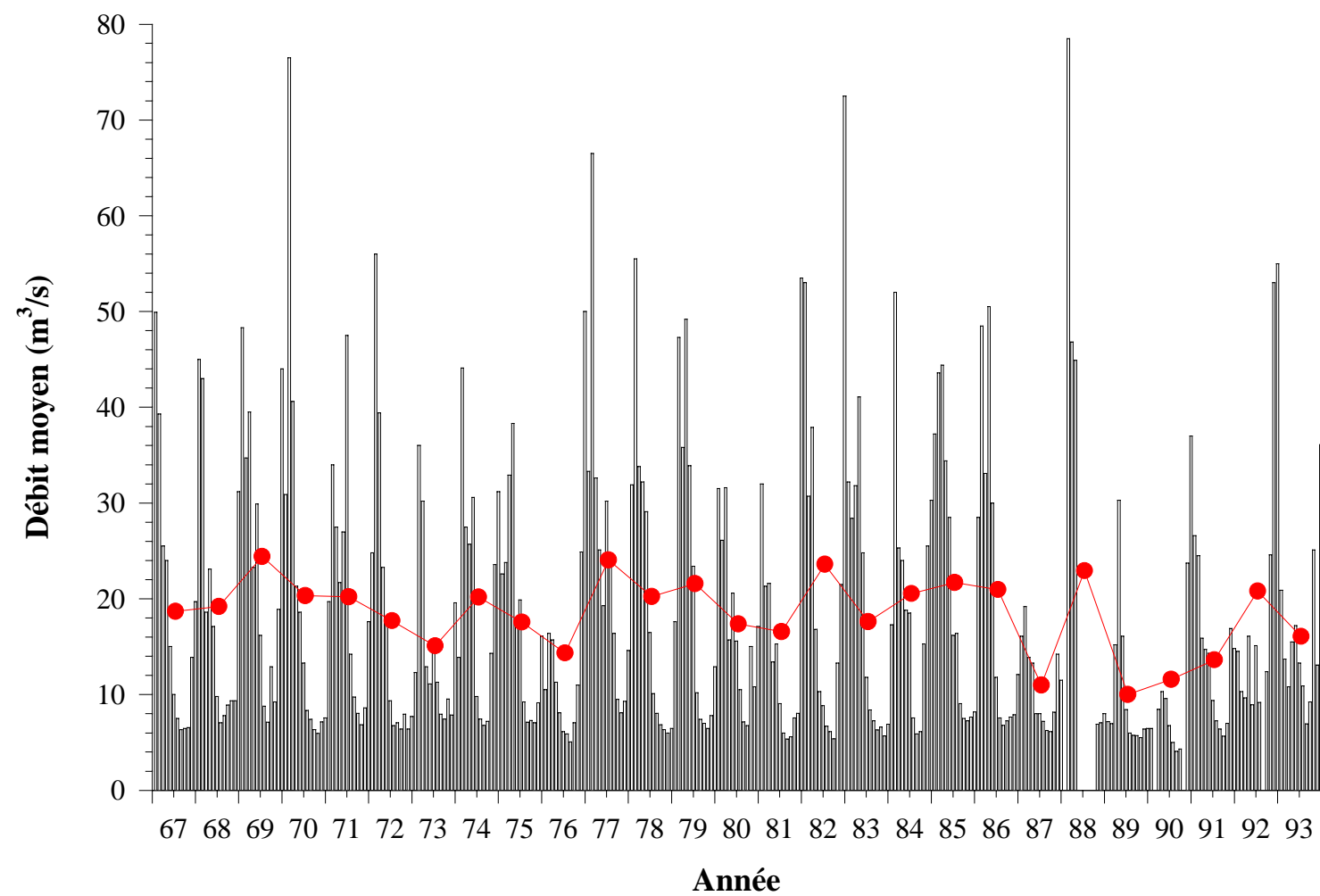


Figure 11 : Débits moyens annuels (courbe) et mensuels (histogramme) de l'Eyre à la station de Salles

3.1.3.2.2 Résultats

Les débits de l'Eyre à Salles

L'examen de la courbe 1967-1993 des débits moyens annuels de l'Eyre à Salles (Figure 11) montre que les années 1987 et 1989 à 1991 sont caractérisées par un débit particulièrement faible, inférieur à $16 \text{ m}^3/\text{s}$ (la moyenne des débits annuels sur la période 1967-93 est de $18,84 \text{ m}^3/\text{s}$)³. Si l'on considère les débits mensuels (Figure 12), on remarque que la faiblesse de ces débits s'observe dès le second semestre de 1988 et pratiquement jusqu'à novembre 1992, avec cependant deux épisodes de crues peu marqués, au printemps 1989 et en hiver 1991. La crue d'automne 1992 précède une année 1993 de nouveau marquée par un déficit hydrique.

Le régime de l'Eyre présente un cycle annuel comportant des crues hivernales et de début de printemps, suivies par un étiage estival se prolongeant plus ou moins à l'automne (Figure 12). Les normales mensuelles à Salles, calculées sur la période 1967-1993, donnent un débit moyen maximal, observé en février, de $38 \text{ m}^3/\text{s}$, et un débit d'étiage de $7 \text{ m}^3/\text{s}$. Les mois de décembre, janvier, mars et avril présentent des débits compris entre 24 et $28 \text{ m}^3/\text{s}$.

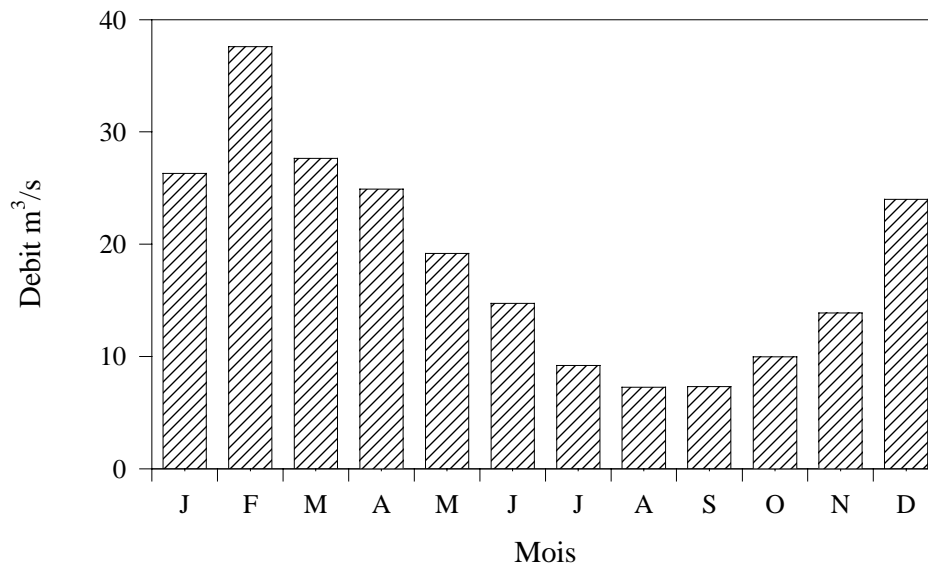


Figure 12 : Normales du débit mensuel de l'Eyre calculées sur la période 1967-1993

³ Au pont de Lamothe, le débit moyen sur la période 1967-1993, est estimé à $18,84 \times 1,17 = 22,04 \text{ m}^3/\text{s}$

Evolution des concentrations dans l'Eyre de 1971 à 1993

L'examen de l'évolution des concentrations mesurées dans l'Eyre depuis 1971 (Figure 13) fait apparaître :

- une augmentation des concentrations en nitrate, assez progressive, de 0,3 à un peu plus de 1 mg/l de N,
- une élévation brutale des concentrations en ammonium, vraisemblablement dues à une diminution des seuils de détection, de faible incidence,

Les concentrations en phosphate, après deux années (1971 et 1972) de faibles valeurs, présentent une augmentation conduisant à une période de plus fortes teneurs (de 1973 à 1977), voisines de 0,06 mg/l. A partir de cette date, les concentrations chutent et se maintiennent à de faibles niveaux, le plus souvent inférieurs à 0,02 mg/l.

Parallèlement, les concentrations en N organique tendent à diminuer, de 2,6, en 1976, à 1 mg/l en 1983. Elles s'élèvent ensuite très progressivement jusqu'à 2,3 mg/l en 1993. Depuis le début de son dosage, le phosphore total tend à s'abaisser, de 0,53 mg/l en 1985 à 0,22 mg/l en 1993.

Evolution des apports de l'Eyre

L'évolution des apports par l'Eyre, au cours des deux dernières décennies, a été appréciée en moyennant 5 années, à trois périodes également espacées dans le temps, de manière à diminuer autant que possible l'influence de conditions particulières (Tableau 6). On remarque tout d'abord que les débits moyens de l'Eyre à Lamothe durant les deux premières périodes de cinq années, correspondent sensiblement au débit moyen (22,04 m³/s); seule la dernière période présente le déficit que l'on sait. Dans les apports d'azote minéral, la forme nitrique domine largement. Entre le début des années 70 et le début des années 80, l'apport d'azote minéral augmente fortement, de 150%, tandis que celui de phosphate diminue de plus de 50%. La même tendance se poursuit jusqu'au début des années 90, bien qu'avec un certain ralentissement, l'apport d'azote augmentant de 22%, et celui de phosphate diminuant de 44%. Le tonnage d'azote organique, quant à lui, paraît stationnaire, tout au moins entre les deux dernières périodes, la situation du début des années 70 nous étant inconnue.

Période	Débit m ³ /s	Flux moyen (tonnes de N ou de P)					
		NO ₂ +NO ₃	NH ₄	N minéral	N organique	PO ₄	P total
1971-1975	21,1	246	0	246	-	28	-
1980-1984	22,4	618	0	618	1061	13	-
1989-1993	16,5	753	30	783	1011	4,3	105

Tableau 6 : Flux moyens de l'Eyre à Lamothe (tonnes/an de N et P) calculés d'après les données RNB.

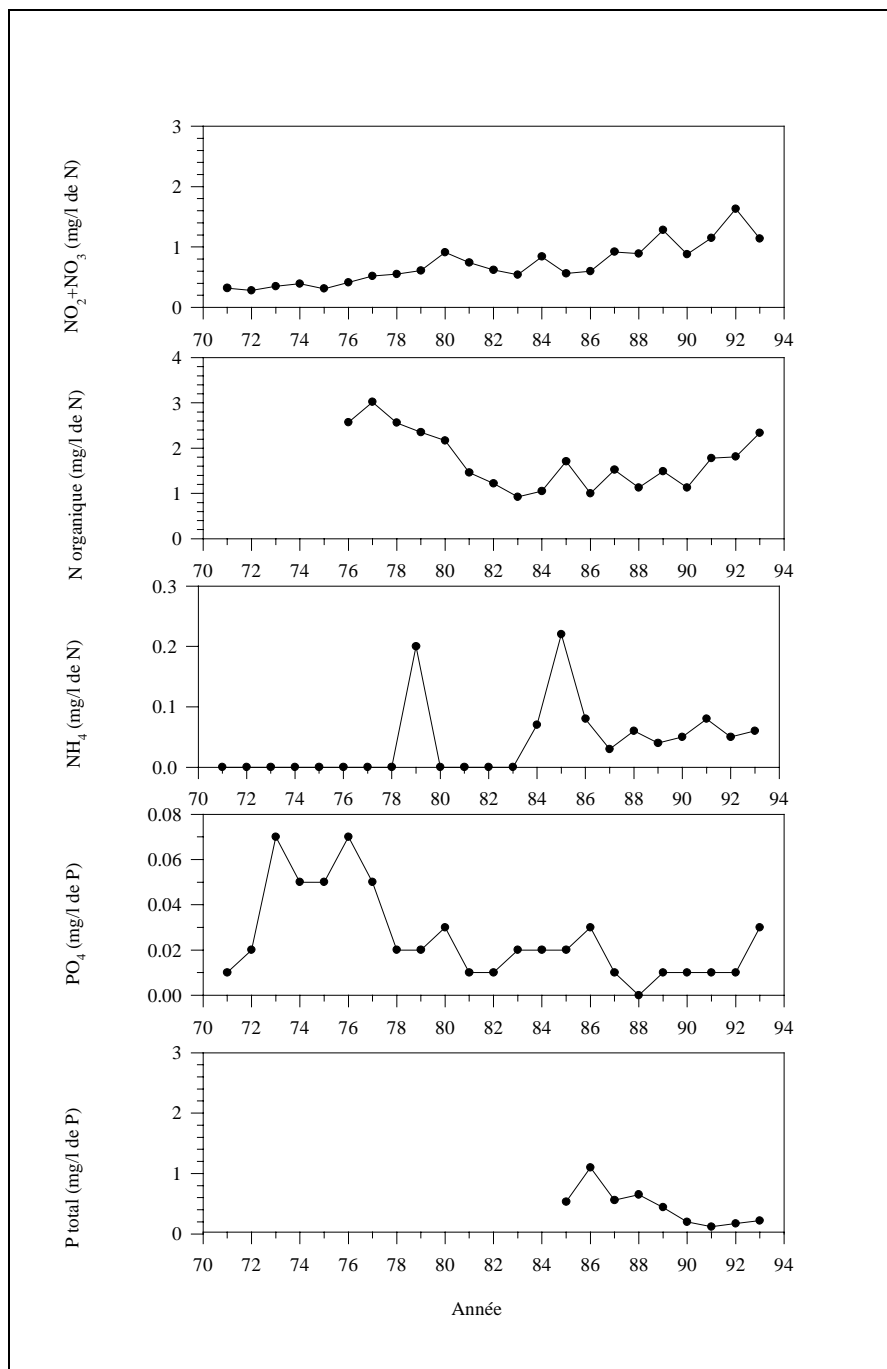


Figure 13 : Moyennes annuelles des concentrations de N et P dans l'Eyre

3.1.3.3 Suivi hydrologique Agence de l'Eau Adour-Garonne - IFREMER

3.1.3.3.1 Méthode

L'Agence de l'Eau Adour-Garonne et l'IFREMER ont réalisé conjointement l'estimation des apports fertilisants au Bassin d'Arcachon de mars 1989 à février 1991. L'IFREMER a continué ce travail de 1991 à 1993. Un suivi hebdomadaire de la teneur de l'eau en **azote et phosphore minéraux**, ainsi que du **débit** instantané, a été réalisé sur **6 cours d'eau** : le canal du Porge, le Cirès (ou Grande Berle d'Arpech), le Lanton, le ruisseau du Pontails, le canal des Landes et l'Eyre au pont de Lamothe (Figure 14). Cette dernière station correspondant à celle du RNB, des comparaisons seront possibles sur la période commune de prélèvements (1989-93). Les bassins versants ainsi contrôlés couvrent **90% de la surface totale** du bassin versant (soit 3 700 des 4 100 km²), correspondant à la quasi totalité de l'espace forestier et agricole.

Un pas de mesure hebdomadaire a été le plus souvent respecté, correspondant à l'optimisation de l'échantillonnage préconisée par Lettenmaier (1976). Les prélèvements sont effectués dans la matinée, en surface, à l'aide d'un seau. La hauteur d'eau est relevée sur une échelle limnimétrique mise en place par le Service Hydrométrique de l'Agence de l'Eau. Sur trois rivières, des limnigraphes enregistrent en continu les hauteurs d'eau :

- l'Eyre à Salles, comme cité ci-dessus,
- le Canal du Porge à Lauros (Pas du Bouc) station S-131-50, gérée par le SHC de 1969 à 1979, puis par l'Agence de l'Eau assistée par IFREMER depuis mars 1992,
- le Cirès au pont de la D3, station nouvelle équipée par l'Agence de l'Eau en mars 1992 et gérée comme la précédente.

Les **débites** sont obtenus par utilisation d'abaques hauteurs/débites construites et vérifiées périodiquement par le Service Hydrométrique de l'Agence de l'Eau.

Les **concentrations** en azote et phosphore minéral dissous des différents composés (NH₄, NO₂, NO₃, PO₄) ont été mesurées, en 1989-1990 par l'Agence de l'Eau, puis par IFREMER sur l'analyseur en flux continu SKALAR au Centre de Recherche en Ecologie Marine et Aquaculture (CREMA) de L'Houmeau. La minéralisation et le dosage du phosphore total ont tout d'abord été réalisés par le laboratoire de l'Agence de l'Eau puis par celui de la Station IFREMER d'Arcachon. Depuis juillet 1993, les analyses des nitrite, nitrate et phosphore total sont effectuées par l'IEEB (Institut Européen de l'Environnement de Bordeaux).

Le **calcul de flux** a été effectué de la façon suivante. Soient deux observations successives de concentrations et de débits C1, Q1 et C2, Q2 effectuées à un intervalle variable mais le plus souvent voisin de 7 jours; les valeurs journalières intermédiaires Cx, Qx sont calculées par interpolation linéaire ; le flux annuel est obtenu par sommation des 365 valeurs du produit Cx Qx.

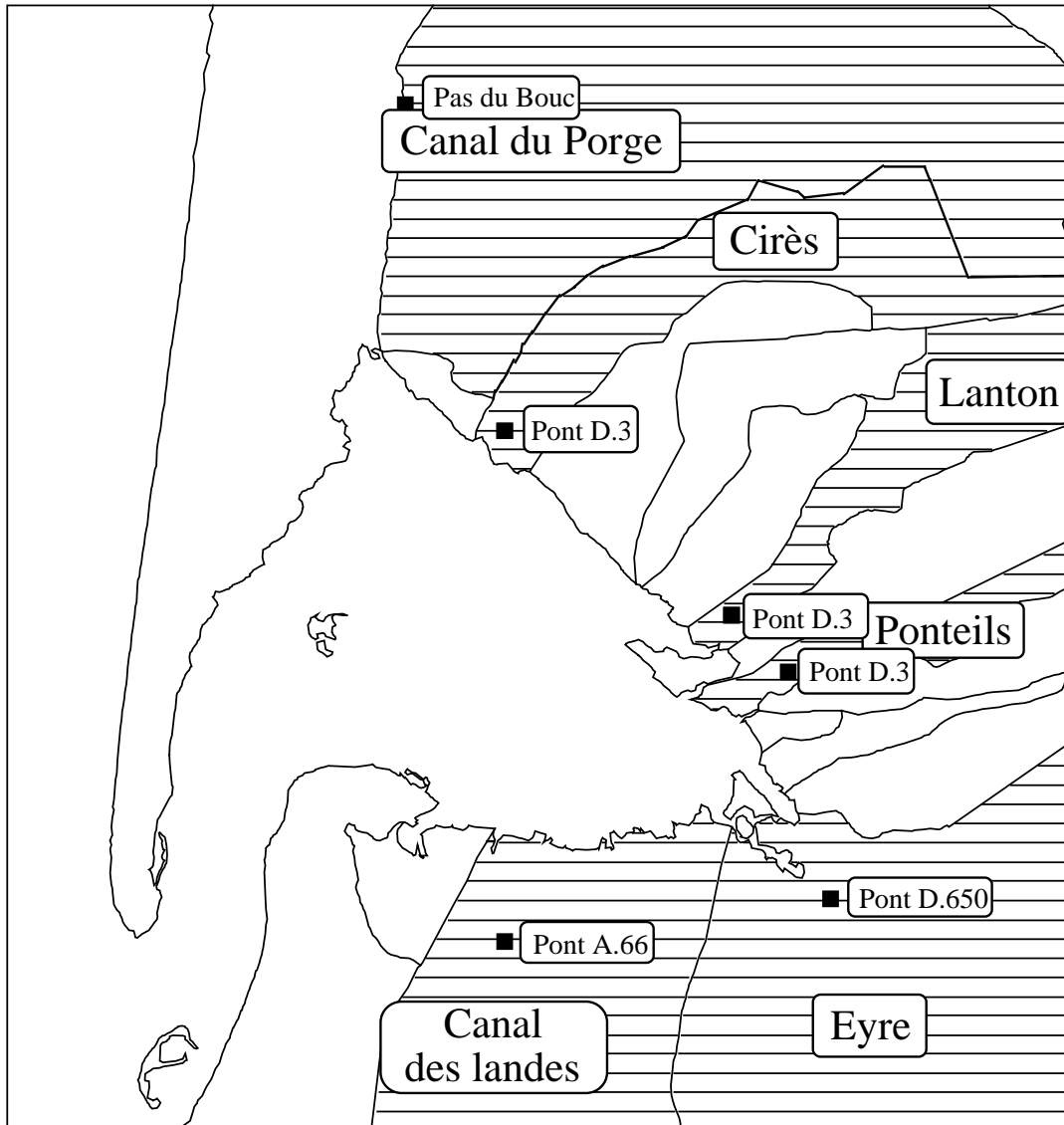


Figure 14 : Points de prélèvements du suivi des rivières et bassins versants afférents

3.1.3.3.2 Résultats

Les débits des cours d'eau pendant la période de suivi 1989-1993 (Tableau 7)

Si l'on compare les débits annuels de l'Eyre au débit moyen de 22,04 m³/s, on retrouve le déficit hydrique des années 1989 à 1993, avec des valeurs de 10,67 à 17,00 m³/s, exception faite de l'année 1992 qui, avec 22,39 m³/s, se situe dans la norme.

Pour le Canal du Porge, sur la période des mesures du SHC (1969-1979), le débit moyen inter-annuel s'établit à **6,25** m³/s avec un débit moyen mensuel minimum de 0,13 m³/s et maximum de 21,8 m³/s. Le débit moyen calculé sur la période d'étude (1989-1993) ne dépasse pas **4 m³/s**, correspondant au déficit dû à la sécheresse.

Les autres cours d'eau n'avaient jamais fait l'objet de mesures en continu. Aussi, la comparaison avec la période précédente n'est-elle pas possible. Ces rivières présentent des débits généralement inférieurs à 1 m³/s.

	Débits annuels moyens (m ³ /s)					
	1989	1990	1991	1992	1993	Moyenne
C. Porge	0,78	1,37	3,23	9,08	5,45	3,98
Cirès	0,25	0,39	0,78	1,18	0,53	0,63
Lanton	0,15	0,24	0,31	0,40	0,28	0,28
Ponteils	0,12	0,16	0,17	0,44	0,27	0,23
Eyre	10,67	11,72	14,24	22,39	17,00	15,20
C. Landes	0,17	0,22	0,45	1,09	0,69	0,52
Total	12,14	14,10	19,18	34,58	24,22	20,84

Tableau 7 : Débits moyens annuels des six cours d'eau étudiés

Concentrations en nutriments (1989-1993)

Des critères d'appréciation de la qualité de l'eau ont été fixés par les Agences de l'Eau. Ils permettent de déterminer 5 classes de qualité selon les usages que doivent satisfaire les rivières (Tableau 8). Nous avons extrait de la grille de description de la qualité des eaux et cours d'eau, les seuils concernant les paramètres que nous étudions. Les teneurs observées dans les rivières du suivi sont comparées aux seuils des classes d'eaux 1A (eaux considérées comme exemptes de pollution) et 1B (eaux de qualité légèrement moindre), avec une attention particulière accordée aux paramètres révélateurs d'un risque d'eutrophisation (e).

EXTRAIT DE LA DESCRIPTION DE LA QUALITE DES EAUX ET COURS D'EAU

CLASSES DE QUALITE				1A	1B	2	3	HC
IV	12b	SO4 =	mg/l			250		
	13a	NH4+	mg/l	0,1	0,5	2		8
	14	NH3	mg/l		0,025			0,08
	15c	N Kjeldahl	mg/l	1	2	3		
	16d	NO2-	mg/l	0,1	0,3	1		2
	17b	NO3 -	mg/l			50		100
	18c	PO4=	mg/l	0,54		0,94		
	19c	Détergents anioniques	mg/l	0,2		0,5		
V	20e	NO3-	mg/l	3	10	20		50
	21e	PO4=	mg/l	0,2	0,5	1		5
	22d	Ptot	mg/l	0,1	0,25	0,5		2,5
	23d	Chlorophylle a	mg/m ³	10	60	120		300

a : grille de description générale de la qualité (circulaire novembre 1971).

b : décret du 3 janvier 1989 relatif aux eaux destinées à la consommation humaine.

c : directive CEE des eaux potabilisables 16 juin 1975.

d : méthodologie de mise à jour des cartes qualité Agence de l'Eau.

e : si l'on craint l'eutrophisation du cours d'eau (Exploitation des Inventaires Nationaux de Pollution).

CRITERES D'APPRECIATION GLOBALE DE LA QUALITE DE L'EAU

**Cette grille fixe 5 classes de qualité selon les usages que doivent satisfaire les rivières.
Chaque classe regroupe les valeurs de plusieurs paramètres.**

Classe 1A

Elle caractérise les eaux considérées comme exemptes de pollution, aptes à satisfaire les usages les plus exigeants en qualité.

Classe 1B

D'une qualité légèrement moindre, ces eaux peuvent néanmoins satisfaire tous les usages.

Classe 2

Qualité "passable" : suffisante pour l'irrigation, les usages industriels, la production d'eau potable après un traitement poussé. L'abreuvement des animaux est généralement toléré. Le poisson y vit normalement mais sa reproduction peut y être aléatoire. Les loisirs liés à l'eau y sont possibles lorsqu'ils ne nécessitent que des contacts exceptionnels avec elle.

Classe 3

Qualité "médiocre" : juste apte à l'irrigation, au refroidissement et à la navigation. La vie piscicole peut subsister dans ces eaux, mais cela est aléatoire en période de faibles débits ou de fortes températures, par exemple.

Hors Classe

Eaux dépassant la valeur maximale tolérée en classe 3 pour un ou plusieurs paramètres. Elles sont considérées comme inaptées à la plupart des usages et peuvent constituer une menace pour la santé publique et l'environnement.

L'utilisation de la grille

- La qualité d'une eau dépend de nombreux paramètres (Température, Ammoniaque NH₄, Mercure Hg).
- On a coutume d'attribuer à une eau la qualité qui est donnée par le paramètre mesuré le plus défavorable.
- Cette qualité est celle qui, d'après les seuils figurant dans la grille, est atteinte par au moins 10 % des plus mauvaises mesures de ce paramètre.

Tableau 8 : Critères de qualité des eaux selon les Agences de l'Eau

Nitrate+Nitrite (Tableau 9)

La comparaison de ces valeurs avec celles de la Grille d'Appréciation de la Qualité des Eaux, dans la catégorie "e : eutrophisation à craindre"), montre qu'avec des limites de 3 et 10 mg/l de NO₃, soit respectivement 0,67 mg/l et 2,25 mg/l de N-NO₃, pour les Classe 1A et 1B, **les teneurs rencontrées dans les cours d'eau qui se jettent dans le Bassin rendent compte, en moyenne, d'un faible niveau d'enrichissement.** Nisbet et Verneaux (1970) considèrent qu'une concentration de 0,45 à 0,67 mg/l est tout à fait normale dans les eaux naturelles non polluées. La concentration moyenne dépasse cependant, depuis 1990, 1 mg/l de N-NO₃ dans l'Eyre et surtout dans le Cirès, et celle du Lanton s'en approche (en moyenne 0,8 mg/l). A l'opposé, les concentrations dans le Ponteils (Audenge) et les canaux apparaissent nettement moindres. Pour l'Eyre et le Cirès, on remarque également que les valeurs les plus élevées sont observées en 1992, année du plus fort débit moyen; il y aurait une liaison, pour ces rivières, entre les concentrations en nitrate et les débits.

	Concentrations en nitrate +nitrite (mg N/l)					
	C.Porge	Cirès	Lanton	Ponteils	Eyre	C.Landes
1989	0,09	0,76	0,51	0,21	0,78	0,21
1990	0,26	1,58	0,84	0,35	1,00	0,37
1991	0,16	1,50	1,03	0,25	1,07	0,29
1992	0,11	2,27	0,89	0,15	1,39	0,17
1993	0,14	2,02	0,86	0,21	1,01	0,18
moyenne	0,15	1,63	0,83	0,23	1,05	0,24

Tableau 9 : Concentrations moyennes annuelles de N-NO₃+NO₂ (mg/l)

Ammonium (Tableau 10)

La comparaison des valeurs moyennes avec celles de la Grille de Qualité des Eaux, pour les classes 1A et 1B, dont les limites sont respectivement 0,1 mg/l et 0,5 mg/l de NH₄, soit **0,08 mg/l et 0,4 mg/l de N-NH₄**, montre que ce paramètre typique de l'influence urbaine, demeure globalement à de faibles niveaux, correspondant à l'effort d'assainissement.

L'examen des valeurs moyennes montre aussi que **le contenu en ammonium des eaux n'est pas égal dans tous les cours d'eau** : le ruisseau du Ponteils (Audenge) se détache nettement pendant toute la période (0,36 mg/l), alors que le Cirès, le Lanton et l'Eyre présentent les teneurs les plus faibles, voisines de 0,1 mg/l; le Canal des Landes (La Hume) se trouve en position intermédiaire avec près de 0,2 mg/l.

	Concentrations en ammonium (mg N/l)					
	C.Porge	Cirès	Lanton	Ponteils	Eyre	C.Landes
1989	0,18	0,10	0,12	0,47	0,24	0,27
1990	0,12	0,11	0,10	0,43	0,09	0,16
1991	0,09	0,07	0,10	0,22	0,09	0,17
1992	0,06	0,06	0,04	0,31	0,04	0,14
1993	0,10	0,05	0,07	0,36	0,06	0,23
moyenne	0,11	0,08	0,09	0,36	0,10	0,19

Tableau 10 : Concentrations moyennes annuelles de N-NH₄ (mg/l)

Phosphate (Tableau 11)

Les concentrations en **phosphate** sont invariablement très faibles, si bien qu'il n'est pas possible d'en tirer de tendance sur la période récente. La Grille de Qualité des Eaux place la valeur seuil de la classe 1A à 0,2 mg/l de PO₄ soit **0,06 mg/l de P-PO₄**.

	Concentrations en phosphate (mg P/l)					
	C.Porge	Cirès	Lanton	Ponteils	Eyre	C.Landes
1989	0,02	0,01	0,02	0,01	0,01	0,01
1990	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01
1991	0,01	0,01	0,02	0,01	0,01	<0,01
1992	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
1993	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
moyenne	0,01	0,01	0,02	0,01	0,01	0,01

Tableau 11: Concentrations moyennes annuelles de P-PO₄ (mg/l)

Phosphore Total (Tableau 12)

Les concentrations en **phosphore total** se situent dans une gamme de valeurs plus sensibles. La Grille de Qualité place les seuils à **0,1 mg/l de phosphore** pour la classe 1A et à **0,25 mg/l** pour la classe 1B. Les différences observées entre les années pourraient n'être que le reflet de la diversité des laboratoires qui ont réalisé les dosages. Nous n'en ferons donc pas une analyse plus poussée, mais retiendrons la gamme de concentrations ainsi définie.

	Concentrations en phosphore total (mg P/l)					
	C.Porge	Cirès	Lanton	Ponteils	Eyre	C.Landes
1989	0,03	0,15	0,06	0,04	0,05	0,04
1990	0,08	0,10	0,20	0,07	0,09	0,07
1991	-	-	-	-	-	-
1992	0,05	0,04	0,05	0,03	0,03	0,07
1993	0,12	0,10	0,12	0,12	0,13	0,11
moyenne	0,07	0,10	0,11	0,06	0,07	0,07

Tableau 12 : Concentrations moyennes annuelles de P total (mg/l)

Estimation des flux de nutriments

Le flux d'azote minéral présente d'importantes fluctuations, de 350 tonnes en 1989 (sur 10 mois) à 1242 tonnes en 1992 (Tableau 13). Il apparaît très lié au débit annuel des rivières (la valeur de 1991 pour l'Eyre, plus faible que celle de 1990 pour un débit plus fort, pourrait être due à l'extrapolation des données manquantes faite sur 4 mois, de février à mai). **Ainsi, les principales périodes d'apport d'azote au Bassin sont celles des crues des rivières** (Figure 15).

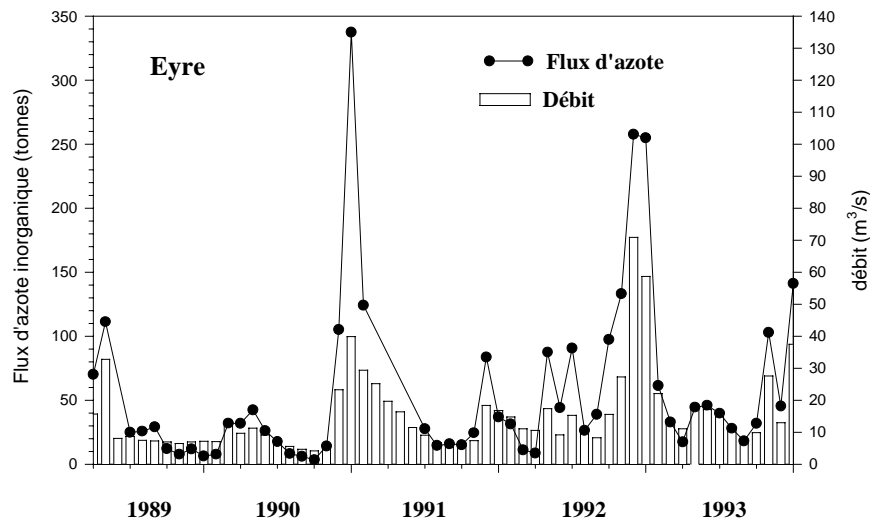


Figure 15: Evolution du débit et des flux d'azote minéral de l'Eyre

Les flux de phosphate et de phosphore total ne semblent pas, quant à eux, liés aussi simplement aux apports d'eau douce. Ils sont dans l'ensemble très faibles, respectivement de 4 et 42 tonnes en moyenne. La forte augmentation apparente de 1993 pour le phosphore total doit être considérée avec prudence, comme il a été signalé ci-dessus.

La contribution de chaque cours d'eau peut être appréciée en moyenne sur les 5 années (Tableau 13). Les apports de l'Eyre sont prépondérants, avec 88% de l'azote minéral et 72% du phosphore. En second lieu, le Cirès représente 6% des apports en azote, et le canal du Porge 19% des apports en phosphore. Les apports se répartissent entre le Nord et le Sud du Bassin de la manière suivante :

- dans le Nord du Bassin, le canal du Porge et le Cirès apportent 22% de l'eau douce et du phosphore total, 17% du phosphate, et seulement 10% de l'azote minéral ;

- le Sud, avec le Pontails, le Lanton, le canal des Landes et surtout l'Eyre, reçoit la plus grosse part d'eau douce (78%) et de nutriments (78% du phosphore total, 83% du phosphate et 90% de l'azote minéral).

N inorganique total

Année	Flux annuel (tonnes de N)						Total
	PORGE	CIRES	LANTON	PONTEIL	LANDES	EYRE	
1989 (*)	5,9	8,94	2,8	1,73	1,56	329,6	350,53
1990	15,5	35,28	7,2	3,41	3,55	632,68	697,62
1991 (**)	33,5	47,97	10,92	2,04	6,55	575,77	676,75
1992	45,38	90,19	11,71	4,39	8,09	1082,38	1242,14
1993	49,85	38,69	8,67	4,01	6,48	613,21	720,91
moy 5ans	30,03	44,21	8,26	3,11	5,24	646,73	737,58
%	4,1	6,0	1,1	0,4	0,7	87,7	100

Phosphates

Année	Flux annuel (tonnes de P)						Total
	PORGE	CIRES	LANTON	PONTEIL	LANDES	EYRE	
1989 (*)	0,27	0,08	0,06	0,03	0,04	2,41	2,89
1990	0,59	0,16	0,28	0,04	0,05	2,66	3,78
1991 (**)	0,59	0,14	0,09	0,03	0,02	2,37	3,24
1992	-	-	-	-	-	-	-
1993	0,92	0,13	0,09	0,06	0,11	5,81	7,12
moy 4ans	0,59	0,13	0,13	0,04	0,06	3,31	4,26
%	13,8	3,1	3,1	0,9	1,4	77,7	100

Phosphore total

Année	Flux annuel (tonnes de P)						Total
	PORGE	CIRES	LANTON	PONTEIL	LANDES	EYRE	
1989 (*)	0,58	0,78	0,22	0,13	0,18	10,77	12,66
1990	3,63	1,28	1,86	0,39	0,52	24,63	32,31
1991 (**)	-	-	-	-	-	-	-
1992	8,73	1,19	0,41	0,36	1,02	13,85	25,56
1993	18,65	1,75	1,22	1,10	2,37	70,36	95,45
moy 4ans	7,89	1,25	0,93	0,50	1,02	29,90	41,49
%	19,0	3,0	2,2	1,2	2,5	72,0	100

Débit moyen

Année	Débit moyen (m ³ /s)						Total
	PORGE	CIRES	LANTON	PONTEIL	LANDES	EYRE	
1989 (*)	0,78	0,25	0,15	0,12	0,17	10,67	12,14
1990	1,37	0,39	0,24	0,16	0,22	11,72	14,10
1991 (**)	3,23	0,78	0,31	0,17	0,45	14,24	19,18
1992	9,08	1,18	0,40	0,44	1,09	22,39	34,58
1993	5,45	0,53	0,28	0,27	0,69	17,00	24,22
moy 5ans	3,98	0,63	0,28	0,23	0,52	15,20	20,84
%	19,1	3	1,3	1,1	2,5	72,9	100

(*) : sur 10 mois

(**) : données extrapolées pour février, mars, avril, mai

Tableau 13 : Apports de nutriments au Bassin d'Arcachon par les 6 principaux cours d'eau.

3.1.3.4 Analyse comparative des résultats

3.1.3.4.1 Les différences de concentrations en nitrate dans les cours d'eau

Le type d'occupation du sol des divers sous-bassins a été étudié avec précision par le CEMAGREF (Laplana *et al.*, 1993) (Annexe 6). Il apparaît que les différences importantes de concentrations en nitrate entre les cours d'eau peuvent être reliées au pourcentage de la surface cultivée par rapport à la surface totale de leur bassin versant (Figure 16). La corrélation ainsi calculée est hautement significative. **Les bassins du Cirès, de l'Eyre et du Lanton, à vocation plus agricole, se détachent nettement de ceux du Ponteils et des canaux du Porge et des Landes.** De telles corrélations sont classiques dans les études de bassins versants (Correll et Dixon, 1980).

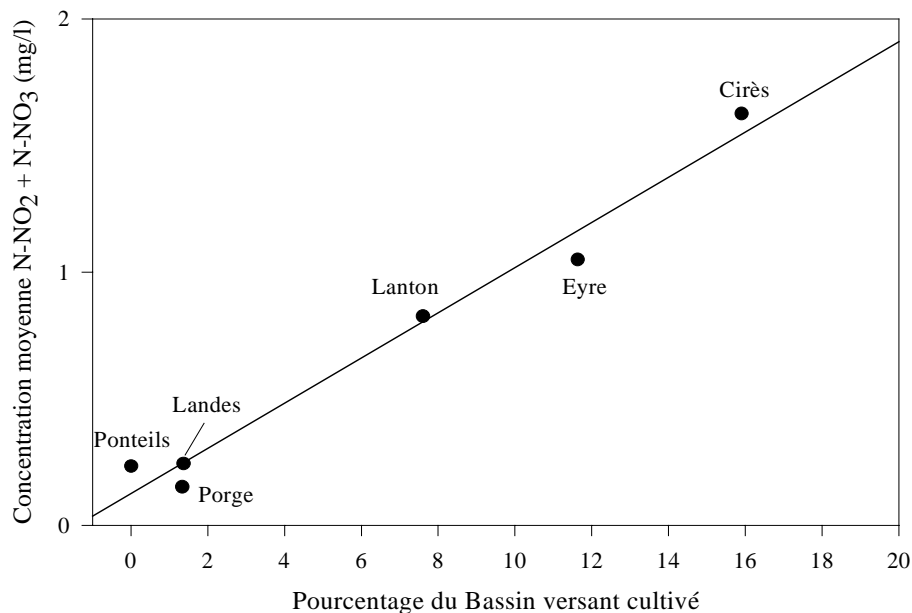


Figure 16: Influence des surfaces en cultures sur la concentration en nitrite+nitrate dans les cours d'eau

3.1.3.4.2 Comparaison des flux RNB et des flux Agence-IFREMER sur l'Eyre (Tableau 14)

Les résultats de flux obtenus à partir des données RNB sont comparés avec ceux obtenus avec les données Agence-IFREMER. On constate que les flux d'azote minéral diffèrent peu en moyenne, bien qu'ils soient le plus souvent supérieurs dans le cas des données RNB. La moyenne effectuée permet de lisser les différences parfois importantes certaines années, dues vraisemblablement à la faible fréquence des prélèvements RNB. Les flux de phosphate sont très proches, compte-tenu de leur faiblesse, bien que toujours un peu plus élevés dans le cas du RNB. Pour le phosphore total, les

ordres de grandeur ne sont plus équivalents puisque les flux RNB représentent 3 fois ceux estimés à partir des mesures Agence-IFREMER. Cette différence peut en partie être imputable à la faible fréquence des prélèvements RNB mais aussi à la variabilité d'analyse d'un paramètre sur de l'eau brute à des concentrations relativement faibles.

	Nombre de mesures		Flux annuel (tonnes de N ou de P)					
			N minéral		PO ₄		P total	
Année	RNB	IFR	RNB	IFR	RNB	IFR	RNB	IFR
1989	8	33	548	330	3,5	2,4	168	11
1990	8	49	478	633	5,4	2,7	70	25
1991	8	47	685	576	3,5	2,4	57	--
1992	10	54	1441	1082	2,8	---	111	14
1993	12	52	763	613	6,3	5,8	121	70
Somme	51	235						
Moyenne			783	647	4,3	3,3	105	30

Tableau 14 : Flux annuels de l'Eyre à Lamothe en tonnes de N et P

3.1.3.4.3 Comparaison des flux Agence-IFREMER et CEMAGREF sur les 6 cours d'eau (Tableau 15)

La comparaison des résultats Agence de l'Eau-IFREMER et CEMAGREF a été faite à partir de la moyenne des flux obtenus pendant les 5 années, afin de lisser les variations inter-annuelles qui, nous l'avons vu, peuvent être très importantes. Les flux théoriques calculés par le CEMAGREF sont en effet obligatoirement constants sur cette période, du fait même de la méthodologie utilisée. Par ailleurs, seuls les 6 sous-bassins suivis peuvent faire l'objet de cette comparaison qui concerne 92% des apports calculés par le CEMAGREF.

On constate que globalement il y a correspondance entre les flux d'azote obtenus par les deux méthodes : en effet, pour l'ensemble des apports, le rapport des deux estimations de flux est proche de 1; cependant, pour deux cours d'eau, les écarts sont importants. Ce sont le Cirès, où la différence paraît due à l'insuffisante prise en compte de l'impact d'un épandage de lisier dans le flux calculé par le CEMAGREF, et le canal des Landes, où, au contraire, le flux calculé par le CEMAGREF serait surévalué. Ceci serait en partie imputable à l'estimation du flux de l'étang de Cazaux se jetant dans le canal des Landes, basée sur un débit moyen (1,20 m³/s) très supérieur au débit réel des années 1989-1993 (0,52 m³/s).

Par contre, les flux mesurés de phosphore total sur l'ensemble des apports représente presque le double des flux calculés. Les résultats de tous les cours d'eaux, exceptés les canaux, concordent pour indiquer la supériorité des valeurs des flux mesurés. La valeur unique de perte de 0,07 kg/ha pour toute la superficie agro-sylvicole du bassin versant, utilisée dans le calcul CEMAGREF, est peut être à l'origine de cette différence. On relativisera les écarts plus importants obtenus pour les différents petits sous-bassins en constatant qu'ils concernent moins d'un sixième des apports totaux.

	Flux (tonnes de N ou de P)						
	C. Porge	Cirès	Lanton	Ponteils	Eyre	C. Landes	Total
Azote mesuré (Nm)	30	44	8	3	647	5	738
Azote calculé (Nc)	39	19	9	3	679	36	785
Nm/Nc	0,77	2,3	0,89	1	0,95	0,14	0,94
Phosphore mesuré (Pm)	7,9	1,3	0,9	0,5	29,9	1,0	41,5
Phosphore calculé (Pc)	6,5	0,3	0,2	0,1	14,5	1,7	23,3
Pm/Pc	1,2	4,3	4,5	5,0	2,1	0,6	1,8

Tableau 15 : Comparaison des flux d'azote (N) et de Phosphore (P) calculés par le CEMAGREF et mesurés par l'Agence de l'Eau -IFREMER en tonnes/an (1989-1993)

3.1.3.4.4 Comparaison de l'évolution des flux calculés par le CEMAGREF et ceux estimés à partir des données RNB sur l'Eyre (Tableau 16)

En ce qui concerne les **apports azotés minéraux**, les valeurs obtenues sont du même ordre de grandeur, exception faite de la période du début des années 70. La même valeur de perte de 19 kg par hectare et par an utilisée aux trois dates, pourrait, en 1970, être surévaluée dans le calcul CEMAGREF. Les deux estimations mettent cependant en évidence la même tendance générale à l'augmentation, graduelle dans un cas et brutale entre 1970 et 1980 dans l'autre cas.

En revanche, les flux d'azote organique et de phosphore total réellement mesurés sont supérieurs aux flux théoriques correspondant au lessivage des terrains. Cette différence pourrait être due à la non-prise en compte, dans les pertes théoriques, de la spécificité des épisodes de crues, au cours desquels les phénomènes d'arrachement et de transport des particules sont beaucoup plus accentués. Les deux types d'estimation montrent cependant **une stabilité des flux d'azote organique** arrivant au Bassin au cours des deux dernières décennies.

Période	Flux calculés CEMAGREF			Flux estimés RNB		
	1970	1980	1990	1971-75	1980-84	1989-93
Azote minéral (tonnes/an)	428	552	679	246	618	783
Azote organique (tonnes/an)	276*	290*	306*	–	1061	1011
Azote total (tonnes/an)	704	842	985	–	1379	1794
Phosphore total (tonnes/an)	14,5	14,5	14,5	–	–	105

* Les flux d'azote organique dans l'évaluation CEMAGREF ont été calculés en considérant que l'azote minéral représente 50% de l'azote total provenant des forêts et 80% de celui provenant des surfaces cultivées (Beuffe et Laplana, 1992).

Tableau 16 : Comparaison des flux d'azote et de phosphore (tonnes/an) de l'Eyre calculés par le CEMAGREF et estimés à partir des données RNB

3.1.3.5 Discussion - Conclusion

Dans un écosystème forestier non perturbé, les concentrations des eaux de drainage en azote et phosphore sont réputées particulièrement faibles du fait de l'équilibre qui s'établit entre les apports atmosphériques, le contenu des sols et les besoins végétaux. En d'autres termes : "l'eau provenant de forêts non dérangées constitue la référence basse en matière de concentration des nutriments" (Cooper, 1969). Dans les Landes de Gascogne, nous nous trouvons de ce fait devant un système assez simple dans lequel tout "dérangement" de la forêt implique une rupture d'équilibre et par conséquent, une augmentation des concentrations de nutriments en aval.

Azote

La bonne concordance des flux d'azote minéral arrivant au Bassin, estimés, d'une part sur la base de mesures réalisées sur les principaux cours d'eau, d'autre part à partir de l'occupation du sol, **confirme l'origine agro-sylvicole de la quasi totalité des apports azotés**. Ces estimations mettent aussi en évidence **une forte augmentation des apports au cours des vingt dernières années**, de 1,5 à 3 fois selon les méthodes utilisées. **Cette augmentation est liée au développement de l'agriculture intensive** dont les surfaces triplent entre 1970 et 1990, au détriment de la forêt. Parallèlement, **la proportion des flux dus à l'agriculture devient prépondérante, représentant près de 70%** du total en 1990 contre 50% en 1970. L'apport s'élève actuellement, en moyenne sur les 5 dernières années, à **740 tonnes par an** (de 350 à 1240 tonnes par an).

L'origine agricole de l'azote minéral est par ailleurs confirmée par la mise en évidence d'une relation directe entre les concentrations en nitrate dans les cours d'eau et la surface cultivée de leur bassin versant. De plus, **la forme nitrique**, liée à l'usage des engrais, **représente 96%** de l'ensemble de l'azote minéral contre 4% pour l'ammonium, le plus souvent d'origine urbaine ou industrielle. Les

formes minérales de l'azote sont directement assimilables par les algues. **L'augmentation de ces apports est donc susceptible de soutenir une plus forte production végétale.**

L'estimation des **flux d'azote organique** à partir de la série RNB de l'Eyre montre que plus de **1000 tonnes par an d'azote organique** sont apportées au Bassin par ce cours d'eau. Cela représente 58% de l'apport d'azote total. Comme l'ont mis en évidence les travaux du CEMAGREF, cette prédominance des apports organiques sur les apports minéraux est liée à la suprématie de l'espace forestier sur l'espace agricole sur le bassin versant. Toutefois, **ces apports n'ont pas augmenté au cours des deux dernières décennies, contrairement aux flux d'azote minéral.**

Phosphore

Les différentes estimations des apports en **phosphore total** ne sont pas concordantes, parfois avec un écart très important. Plusieurs raisons peuvent en être à l'origine. D'une part, le taux uniforme (entre 1970 et 1990) de pertes en cet élément utilisé par le CEMAGREF dans ses calculs, conduit peut-être à une sous évaluation de la réalité. De plus, ce calcul concerne uniquement les apports d'origine agro-sylvicole, sans mention d'autres apports possibles d'origine urbaine ou industriel. D'autre part, les mesures de concentrations du RNB et de l'Agence-IFREMER, souvent très différentes, conduisent à des distorsions importantes dans les résultats de flux.

Nous pouvons cependant retenir que **les fertilisations agricoles en phosphore n'ont pas augmenté depuis 1970**. De même, la sylviculture apporte des quantités de fumure phosphorée relativement faibles et uniquement lors de la plantation soit tous les cinquante ans.

L'évolution des flux de phosphate montre une décroissance sensible des flux de l'Eyre passant de 28 à 4,3 tonnes par an de 1970 à 1990. Cette diminution importante ne peut que partiellement être reliée à la mise en service ou à l'extension de stations d'épuration d'eaux usées (Annexe 7). Les travaux d'aménagements hydro-agricoles ou forestiers, du fait du remaniement des sols qu'ils occasionnent, favorisent l'entraînement du phosphore fixé sur les particules et le transfert du phosphore soluble de l'eau interstitielle dans les eaux de lessivage. Le ralentissement de ces travaux à partir de 1980 pourrait être rapproché de la décroissance des flux de phosphates.

En conclusion, les flux de phosphore arrivant au Bassin d'Arcachon sont dans l'ensemble peu élevés et montrent une tendance décroissante au cours des vingt dernières années. L'augmentation parallèle des flux d'azote conduit à une évolution du rapport N/P (en nombre de moles) des eaux de l'Eyre vers de fortes valeurs (de 43 à 201 entre 1980 et 1993). **Dans l'ensemble, les rapports N/P des eaux des rivières sont élevés**, de 118 (canal du Porge) à 643 (Cirès) et **caractéristiques d'une source d'enrichissement agro-sylvicole** (Annexe 8).

3.1.4 Apports urbains

3.1.4.1 Introduction

La dernière catégorie des apports qui parviennent au Bassin est d'**origine urbaine**. Il s'agit, d'une part, des nutriments contenus dans les eaux pluviales qui s'écoulent dans la Baie *via* les réseaux pluviaux, fossés et ruisseaux et, d'autre part, des éléments nutritifs produits par les usagers non raccordés au réseau d'assainissement.

La quantification **des apports provenant du ruissellement urbain** a fait l'objet d'une étude spécifique contenant un bilan global des apports et une cartographie détaillée des réseaux réalisées par la SABARC (1993). Nous en résumons ici les principaux résultats.

Les **apports provenant des usagers non-raccordés** et l'évolution de leur quantité entre 1970 et 1990 ont également été estimés. Les méthodes utilisées à cet effet et les résultats de ces estimations sont consignés dans la seconde partie de ce chapitre.

3.1.4.2 Evaluation des apports par le ruissellement des eaux de pluie

3.1.4.2.1 Méthodes

Cette étude a consisté à établir un **bilan mesuré** de l'apport provenant du ruissellement urbain sur deux secteurs représentatifs de la commune d'Arcachon puis à extrapoler ces résultats aux autres territoires urbanisés de structure comparable autour du Bassin d'Arcachon.

La SABARC a distingué (et échantillonné) plusieurs situations afin de prendre en compte la variabilité saisonnière et spatiale du ruissellement en zone urbaine.

- Variabilité temporelle : L'influence de la fréquentation humaine a été prise en compte en distinguant la haute-saison (15 Juin -15 Septembre) de la basse-saison (reste de l'année).

- Variabilité spatiale (surfaces contrôlées):

Deux sous-bassins urbains de la commune d'Arcachon bien individualisés ont été pris comme modèles :

- l'un de type **dense** (Legallais) couvrant 46 ha, de faible pente,
- l'autre de type **résidentiel balnéaire** (Abatilles), couvrant 183 ha, moins dense, avec maison et terrain attenant et préservation du caractère boisé, situation topographique en cuvette.

L'extrapolation à l'ensemble des communes du Bassin d'Arcachon est faite sur la base d'une superficie de **574 ha de zones urbaines denses** et de **7 622 ha de zones résidentielles**, soit un total de 8 196 ha de surface urbanisée (SDAU, 1992 ; Ba *et al.*, 1990).

Le calcul des flux de nutriments provenant du ruissellement urbain a nécessité l'acquisition d'un certain nombre de données concernant notamment **l'usage des sols** dans les deux sites (imperméabilisation), la **pluviométrie** et la **composition chimique des eaux**.

En ce qui concerne ce dernier paramètre, un certain nombre de précisions doivent être apportées quant aux prélèvements réalisés et aux éléments dosés.

Au total, **16 campagnes de mesures** (72 prélèvements) ont été réalisées entre les mois de juin 1992 et de septembre 1993, au cours d'épisodes pluvieux précédés par au moins une journée de temps sec. Sept de ces campagnes ont eu lieu en haute-saison et 9 en basse-saison. Six campagnes ont été réalisées en 1992 (4 en basse-saison, 2 en haute-saison) et 10 en 1993 (3 en basse-saison, 7 en haute-saison).

Les **dosages chimiques** ont été effectués par l'IEEB (Institut Européen de l'Environnement de Bordeaux). Les paramètres analysés étaient les suivants : Phosphore total (Pt), phosphate (PO₄), azote total Kjeldahl [organique + ammonium] (NTK), nitrate (NO₃), nitrite (NO₂), ammonium (NH₄), demande chimique en oxygène (DCO), demande biologique en oxygène en 5 jours (DBO₅), matières en suspension (MES) et chlorure (Cl).

Les flux ont été calculés de la façon suivante :

Flux d'un élément donné = P x CI x S x C

avec

- P** = Pluviométrie moyenne de la période considérée
- CI** = Coefficient d'imperméabilisation du sol
- S** = Superficie totale des sites considérés
- C** = Concentration moyenne (par période et par site) de l'élément considéré

Le réseau d'assainissement collectant les premières eaux de pluie (système de passe-débit), un coefficient global de correction est appliqué (proportionnalité par rapport aux volumes) à ce flux calculé; un flux corrigé est ainsi obtenu.

3.1.4.2.2 Résultats et discussion

- **Coefficient d'imperméabilisation des sols**

L'imperméabilisation des sols (données IGN) est environ deux fois plus importante dans le site urbain (70%) que dans la zone résidentielle (29%).

• Pluviométrie

Le volume moyen de précipitations a été établi sur la période 1980-1992. Il s'élève à 843 mm, répartis entre haute saison (15 Juin - 15 Septembre) : 122 mm et basse saison : 721 mm.

• Composition des eaux de ruissellement

Le tableau contenant l'ensemble des résultats d'analyse est présenté en annexe 9. Ces données sont résumées dans le tableau 17.

On peut remarquer que ces valeurs sont peu différentes de celles qui ont été mesurées dans les eaux de ruissellement de certains secteurs de la région parisienne (RESEAU, 1988).

Si l'on considère les **valeurs moyennes de concentrations** mesurées à Arcachon, on observe que :

- les concentrations de la haute saison sont supérieures à celles de la basse saison,
- les concentrations mesurées sur le site résidentiel sont supérieures à celles du site urbain,
- les concentrations mesurées en 1993 sont supérieures à celles de 1992.

Néanmoins, ces différences entre les moyennes ne sont pas assez importantes pour être retenues. Pour cette raison, on peut conclure de cette analyse que **les concentrations** (quel que soit l'élément considéré) **ne varient que très peu en fonction des sites, des saisons ou des années.** Cette observation souligne **l'importance de l'imperméabilisation dans la détermination du caractère polluant d'un site par rapport à un autre.**

Remarque : De manière à pouvoir ultérieurement comparer les bilans d'apports par les différentes sources , il est nécessaire de faire la part dès maintenant des formes minérales et organiques des divers composés contenus dans les eaux de ruissellement pluvial. Le pourcentage moyen d'**azote organique** s'élève à **63% de l'azote total** et le pourcentage moyen de **phosphore organique** à **64% du phosphore total.**

			Concentration en azote et en phosphore des eaux des réseaux pluviaux urbains (mg/l de N ou de P)			
			NTK	NT	P-PO ₄	PT
Haute Saison	RESIDENTIEL	n	17	17	17	17
		moyenne	6,43	6,65	0,36	1,09
		ES	1,44	1,43	0,08	0,15
	URBAIN	n	18	18	16	18
		moyenne	5,16	5,31	0,47	1,04
		ES	0,81	0,79	0,14	0,17
Basse Saison	RESIDENTIEL	n	13	13	13	13
		moyenne	2,39	2,48	0,30	1,08
		ES	0,87	0,87	0,13	0,19
	URBAIN	n	13	13	13	13
		moyenne	2,22	2,84	0,24	0,66
		ES	0,56	0,65	0,04	0,08

n = nombre d'échantillons - ES = erreur-standard.

Tableau 17 : Composition chimique moyenne des eaux de ruissellement urbain.

• Flux d'azote et de phosphore provenant du ruissellement urbain

Pour chaque paramètre concerné, le flux brut transporté annuellement par ruissellement est égal à la somme des termes suivants :

- flux constatés en haute saison et basse saison sur l'ensemble des secteurs urbains,
- flux constatés en haute et basse saison sur l'ensemble des secteurs résidentiels.

Les résultats de ces calculs figurent dans le tableau 18.

Comme le laissait prévoir l'analyse des concentrations, on constate une pointe modérée des apports d'azote en période estivale : 30% des apports annuels en 25% du temps. Les apports de phosphore manifestent la tendance inverse avec seulement 15% des apports en été.

Les flux annuels mesurés au cours de cette étude sont en accord avec les résultats d'autres auteurs. Ainsi, Cathelain et Marchandise (1986) prennent, comme base de calcul des pollutions provenant du ruissellement urbain ou routier, les chiffres de **10 kg d'azote et 2 kg de phosphore par ha et par an**. En rapportant ces valeurs à l'espace urbain considéré (8200 ha), on obtiendrait un flux total annuel de **82 tonnes de N et 16 tonnes de P**, chiffres comparables à ceux du bilan établi à partir de nos mesures.

Toutefois, il faut préciser que ces apports de 61 tonnes d'azote total et de 20 tonnes de phosphore total constituent un ordre de grandeur. D'après la SABARC (1993), l'amplitude des

variations inter-annuelles réelles devrait se trouver dans la fourchette 50-100 tonnes par an de NT et 18-40 tonnes par an de PT.

AZOTE TOTAL	Surface (ha)	Flux d'azote total (tonnes par an)			
		En haute - saison (90 jours)	En basse - saison (275 jours)	Total par an	kg/ha.an
Site Urbain dense	574	2,3	7,3	9,6	16,7
Site Résidentiel	7622	16,1	35,2	51,3	6,7
Total par saison	8196	18,4 (30 %)	42,5 (70%)	60,9	7,4

PHOSPHORE TOTAL	Surface (ha)	Flux de phosphore total (tonnes par an)			
		En haute - saison (90 jours)	En basse - saison (275 jours)	Total par an	kg/ha.an
Site Urbain dense	574	0,5	1,9	2,4	4,18
Site Résidentiel	7622	2,6	15,3	18	2,36
Total par saison	8196	3,1 (15%)	17,3 (85%)	20,4	2,49

Tableau 18 : Flux annuels (période actuelle) véhiculés par les eaux de ruissellement.

3.1.4.2.3 Conclusion

S'il est entendu que cette évaluation fournit un ordre de grandeur précieux pour hiérarchiser les sources d'apports de nutriments au Bassin, les résultats consignés dans ce sous-chapitre doivent être considérés avec une certaine prudence, pour deux raisons principales.

- Tout d'abord, il faut rappeler que les apports par ruissellement présentent une forte variabilité selon les années, due à l'irrégularité inter-annuelle des précipitations, la variabilité de la date, de la durée, de l'intensité et du nombre des épisodes pluvieux dans l'année et, enfin, à l'irrégularité des épisodes orageux. Cela rend le travail d'échantillonnage particulièrement difficile et diminue la précision des bilans.

- Il faut aussi convenir du caractère atypique du réseau pluvial de la Ville d'Arcachon par rapport aux autres communes. En effet, c'est le seul qui soit équipé intégralement d'un réseau pluvial⁴. Dans les autres communes, les eaux de pluie transitent par les fossés et les crastes, ou s'infiltrant et se dirigent vers la nappe phréatique. Dans ces communes, les eaux de pluie arrivent ainsi moins directement au Bassin. La généralisation des résultats obtenus à Arcachon à l'ensemble du pourtour du Bassin tend donc à surestimer les flux mesurés.

⁴ Une grande partie des eaux de pluie est ainsi directement amenée au Bassin. Toutefois, les premières eaux (les plus chargées en nutriments) sont récupérées dans le réseau d'assainissement.

A la lumière de cette expérience, il semble qu'il soit possible d'améliorer la précision de la quantification dans l'avenir :

- Les stations de prélèvements devront être choisies en prenant en compte des **facteurs hydrogéologiques** (distinguer les sols de dunes des sols de landes, en plus de la structure de l'habitat (dense ou diffus)). En effet, le transfert au Bassin des eaux pluviales non-canalisées suit vraisemblablement des modalités différentes qui influent sur le taux de rétention et de transformation des éléments.

- Dans la zone des dunes, il serait en outre nécessaire de distinguer deux sous-zones : Cap-Ferret d'une part et Arcachon-Pyla de l'autre, du fait de leur structures phréatiques très différentes. Par ailleurs, dans la zone des landes, il faudrait étudier séparément la zone Côte Est et Côte Sud, pour des raisons ici essentiellement topographiques (pente du sol vers le Bassin).

L'évolution temporelle de ce type d'apports dans le temps est difficile à estimer d'un point de vue quantitatif. Il est évident que l'extension des surfaces urbanisées entre 1970 (environ 4500 ha) et 1990 (8200 ha), en déterminant l'augmentation des surfaces imperméabilisées, a sans doute provoqué une hausse des apports en nutriments par le ruissellement urbain. Néanmoins, un certain nombre d'aménagements spécifiques propres à diminuer l'impact des eaux de ruissellement sur le Bassin ont été réalisés par les communes à l'initiative du SIBA. Dans le futur, ces aménagements ne manqueront pas de se multiplier, sous différentes formes :

- infiltration des eaux pluviales *in situ* partout où cela est possible
- création d'équipements compensatoires (chaussées drainantes, structures réservoirs,...) pour toute nouvelle surface imperméabilisée.

3.1.4.3 Urbanisation et assainissement : approche globale

Ce paragraphe tente de dresser un bilan approché de l'évolution au cours des vingt dernières années des apports de nutriments d'origine urbaine dans la partie interne du Bassin. Afin de quantifier cette évolution, nous nous sommes basés sur les modifications de la **démographie** et de celles, conjointes, de l'**assainissement**.

• Evolution démographique

Pour caractériser l'évolution démographique sur les communes du Bassin d'Arcachon, il convient d'apprécier à la fois l'évolution de la population sédentaire et celle de la fréquentation touristique. Si la première est bien connue grâce aux Recensements Généraux (1968, 1975, 1982, 1990), il n'en va pas de même pour la seconde. Il s'agit donc de se livrer à une extrapolation des données existantes, tout en sachant qu'une certaine imprécision résulte d'un tel procédé.

Evolution de la fréquentation saisonnière

La Mission Interministérielle de la Côte Aquitaine (MIACA) a fourni à plusieurs reprises des évaluations des capacités d'accueil touristique (en nombre de lits) dans différents secteurs de la Région dont le Bassin d'Arcachon. Par ailleurs, nous disposons de données récentes concernant le nombre de nuitées par an (CRC-DDE, 1989).

A partir de ces données, nous avons tenté de reconstituer l'évolution **du nombre de nuitées** depuis 1970.

L'évolution de la capacité d'accueil entre 1970 et 1990 est la suivante :

- + 18,2 % entre 1970 et 1975
- + 17,1 % entre 1975 et 1981
- + 18,1 % entre 1981 et 1990.

Si l'on applique au nombre de nuitées ces taux d'évolution temporelle des capacités d'accueil, on obtient les estimations présentées en caractères gras dans le tableau 19.

	1970	1975	1981	1990
Capacité d'accueil (en lits)	99 000 (1)	117 000 (1)	137 000 (2)	161 770 (4)
Nuitées (par an)	6 200 000	7 300 000	8 600 000	10 150 000 (3)

(1) MIACA (1976)

(2) MIACA (1982)

(3) CRC-DDE (1989)

(4) OTBA (1992)

Tableau 19 : Evolution de la fréquentation saisonnière dans l'ensemble des communes du Bassin d'Arcachon.

Bilan démographique annuel

Dans le tableau 20, nous avons rassemblé, pour les années 1970 et 1990 :

- les dénombrements d'habitants permanents (ligne 1),
- les estimations du nombre d'habitants saisonniers, transformés en "Equivalents-Habitants permanents" en divisant le nombre de nuitées par 365 (ligne 2).

La somme de ces deux lignes correspond au nombre total d'équivalents-habitants permanents pris en compte dans le calcul des apports potentiels par les eaux usées domestiques (ligne 3).

Par ailleurs, nous avons adjoint à ces données l'évolution de la consommation d'eau potable au cours de la même période (ligne 4).

On peut remarquer que le facteur d'augmentation du nombre total d'équivalents-habitants permanents dans les vingt dernières années (1,4) est du même ordre que le facteur d'augmentation de la consommation d'eau potable (1,6). Le fait que ce dernier soit légèrement supérieur peut

s'expliquer par l'évolution des comportements des usagers (augmentation de la consommation d'eau *per capita*).

	1970	1990	Rapport d'évolution
Habitants permanents (1)	58 077	76 389	
Habitants saisonniers (2) (équivalent hab. permanents)	17 000	28 000	
Total habitants (équivalent hab. permanents)	75 077	104 389	1,4
Consommation d'eau potable (millions de m ³) (3) et (4)	381	618	1,6

(1) INSEE (1968, 1990) pour les 10 communes riveraines du Bassin d'Arcachon..

(2) nombre de nuitées/365 jours

(3) Adductions communales en 1968 (Astie *et al.*, 1971)

(4) Volume eau potable facturé en 1992 moins surplus dû aux forfaits (SABARC, 1993)

Tableau 20 : Evolution du nombre d'habitants dans les communes du Bassin d'Arcachon et de leur consommation d'eau potable entre 1970 et 1990.

• Estimation du flux de nutriments

N.B. : L'ensemble des chiffres cités dans ce paragraphe concernent l'azote et le phosphore totaux (sauf mention contraire).

Les résultats des estimations de flux annuels d'azote et de phosphore provenant des usagers non raccordés sont présentés dans le tableau 21.

La **production potentielle** d'azote et de phosphore est obtenue en multipliant le nombre d'équivalents-habitants permanents par le rejet individuel journalier estimé. Autour des années 1970, ce rejet journalier était évalué à 13 g d'azote (Bebin, 1976) et 2,25 g de phosphore (Martin *et al.*, 1976). De nos jours, il s'élèverait à 15 g d'azote et 4 grammes de phosphore (Agence de l'eau Adour-Garonne, 1990). En raison de cette évolution et de l'augmentation du nombre d'habitants, **ces productions potentielles ont été, en 20 ans, multipliées par 1,6 en ce qui concerne l'azote, et par 2,5 pour le phosphore.**

Avant la mise en service du réseau d'assainissement du SIBA (situation de 1970), les effluents domestiques plus ou moins épurés étaient **rejetés dans les différents compartiments du milieu récepteur** (eaux superficielles, sols, nappes phréatiques). Ces effluents ont, depuis lors, été progressivement collectées puis épurées par traitement secondaire physico-chimique et enfin détournées du Bassin interne et rejetées à La Salie. En appliquant le taux de raccordement de 1992

(environ 80%) à la production potentielle, on obtient, un flux collecté d'environ **450 tonnes de N** (NTK) et **120 tonnes de P**.

La dernière ligne du tableau 21 représente la **production résiduelle** (production potentielle diminuée du flux récolté) de nutriments disponibles pour un éventuel entraînement par le ruissellement superficiel ou l'écoulement phréatique après infiltration. En 20 ans, cette production résiduelle a diminué de moitié.

L'évaluation de la production résiduelle actuelle a fait l'objet d'une autre approche réalisée par la SABARC (1993). Dans ce cas-là, la production a été calculée sur la base de la qualité chimique des effluents domestiques avant épuration et du débit correspondant à la consommation d'eau des abonnés non-raccordés (non-assujettis à une taxe d'assainissement). Ainsi calculée, la production annuelle résiduelle s'élèverait à **85 tonnes de NTK et 16 tonnes de PT**, valeurs à peu près cohérentes avec nos résultats (**124 tonnes d'azote, 33 tonnes de phosphore**).

Ces valeurs de production résiduelles correspondent aux limites **supérieures des quantités susceptibles d'aboutir plus ou moins complètement et plus ou moins vite au Bassin** dans une proportion et avec un abattement difficiles à connaître. D'après la SABARC et P. Capdeville (SIBA), il est raisonnable de considérer qu'environ 30% de cette production se retrouve dans la nappe phréatique.

Les apports à la nappe (et, par cette voie, plus ou moins complètement, au Bassin), seraient donc compris entre 30 et 40 tonnes d'azote et entre 5 et 11 tonnes de phosphore totaux par an.

		Bilan annuel des apports urbains au Bassin (tonnes de N et de P totaux)			
		NT	PT	Nmin	Pmin
Ruissellement urbain (1)		61	20	23 (4)	7 (4)
Production résiduelle (abonnés non raccordés)	total produit (2)	85- 124	16 - 33	51 - 82 (5)	8 - 17 (5)
	fraction arrivant à la nappe (3)	30 - 40	5 - 11	20 - 25	2,5 - 5,5
REJET au Bassin (6)		61 - 101	20 - 31	23 - 48	7 - 12,5

(1) flux annuel véhiculé par les eaux de ruissellement (SABARC, 1993)

(2) estimation du flux annuel produit par l'assainissement individuel non raccordé (SABARC, 1993 - IFREMER).

(3) rejet en nappe correspondant à l'assainissement individuel (SABARC, 1993 - IFREMER)

(4) N et P minéral calculés d'après la proportion des concentrations moyennes rencontrées dans les eaux de ruissellement pluviales soit Nmin (N-NH₄ + N-NO₃) = 0,37 NT et Pmin (P-PO₄) = 0,36 PT

(5) N et P minéral calculés d'après la proportion des concentrations moyennes des eaux usées domestiques (entrée stations d'épuration) soit Nmin (N-NH₄) = 0,62 NT et Pmin = 0,50 PT.

(6) **Limite inférieure** : aucun apport par la nappe - **Limite supérieure** : tout ce qui est apporté dans la nappe arrive dans le Bassin

Tableau 21 : Estimation du flux total annuel d'azote et de phosphore apporté au Bassin par les sources urbaines.

• **Estimation de la quantité totale apportée actuellement au Bassin par les apports urbains**

D'après les résultats consignés dans le tableau 22, la somme des apports urbains annuels représenterait donc actuellement, **au plus une centaine de tonnes d'azote total (30 tonnes de N minéral) et une trentaine de tonnes de phosphore (12,5 tonnes de P minéral)**. Cette étude étant centrée sur les apports par ruissellement, il ne faut pas attribuer aux estimations d'apports à la nappe le même degré de précision mais les considérer seulement comme des ordres de grandeur.

	1970	1990
Total habitants (équivalents hab. permanents/an)	75 077	104 389
Production potentielle/an Azote (tonnes N) Phosphore (tonnes P)	356 62	572 152
Flux collecté/an Azote (tonnes N) Phosphore (tonnes P)	0 0	448 119
Apport résiduel/an Azote (tonnes N) Phosphore (tonnes P)	356 62	124 33

Tableau 22 : Evolution des apports d'azote et de phosphore provenant des eaux usées au Bassin d'Arcachon entre 1970 et 1990.

• **Conclusion**

Les quantités globales d'azote et de phosphore susceptibles d'être apportées au Bassin d'Arcachon par les **eaux usées** auraient globalement diminué, au cours des vingt dernières années, d'un facteur 3 environ pour l'azote et d'un facteur 2 dans le cas du phosphore, du fait de la mise en place du **réseau d'assainissement**. **A l'heure actuelle, ces apports s'élèveraient au maximum à 40 tonnes d'azote total (25 tonnes d'azote minéral) et 11 tonnes de phosphore total (5,5 tonnes de phosphore minéral)**.

Cette tendance est confirmée par les observations en nature effectuées dans le cadre des réseaux de surveillance de la qualité sanitaire du milieu qui s'intéressent aux paramètres de contamination d'origine anthropique.

Les quantités d'azote et de phosphore apportées aujourd'hui au Bassin par le **ruissellement urbain des eaux pluviales** s'élèvent à **61 tonnes d'azote total (30 tonnes de N minéral) et 20 tonnes de phosphore total (7 tonnes de P minéral)**. En raison de l'extension, au cours des 20

dernières années, des surfaces imperméabilisées dans les communes du Bassin, on pourrait penser que cette catégorie d'apports a augmenté pendant cette période. Toutefois, il est probable que cette évolution ait été limitée par la mise en place progressive d'aménagements destinés à réduire l'écoulement des eaux de pluie vers le Bassin.

Quant à **l'apport total de nutriments d'origine urbaine** au Bassin (ruissellement des eaux pluviales + apport par la nappe phréatique du fait des 10 000 usagers non-raccordés au réseau), il serait, dans la limite des connaissances actuelles, **de l'ordre de 50 à 100 tonnes de NT (20 à 50 tonnes de N minéral) et 20 à 30 tonnes de PT (5 à 10 tonnes de P minéral).**

Ces quantités devraient diminuer dans l'avenir du fait de la mise en place effective de solutions compensatoires atténuant le ruissellement pluvial, d'une part, et de la progression continue du taux de raccordement au réseau d'assainissement, d'autre part.

3.1.5 Conclusion sur les apports externes

Les différents types d'apports de nutriments au Bassin d'Arcachon ont été décrits et quantifiés dans les trois chapitres précédents. Il convient maintenant de rassembler ces résultats pour les comparer entre eux et tenter d'apprécier leur évolution d'ensemble au cours des vingt dernières années.

Importance relative des différents apports

Le tableau 23 rassemble les moyennes (période des cinq dernières années) des apports d'azote et de phosphore provenant des différentes sources recensées.

	Azote total		Azote minéral		Phosphore total		Phosphore minéral	
	tonnes	%	tonnes	%	tonnes	%	tonnes	%
Cours d'eau	1205	80	738 - 855	87	26 - 41	34	4 - 5	21
Pluie directe	156 - 210	12	40 - 89	7	18 - 43	30	5 - 8	31
Ruissellement urbain	50 - 100	5	18 - 36	3	16 - 40	28	6 - 7	31
Eaux usées (→ nappe)	30 - 40	3	20 - 25	3	5 - 11	8	2 - 5	17
Total	1441 - 1555	100	816 - 1005	100	65 - 135	100	17 - 25	100

Tableau 23 : Bilan global des apports d'azote et de phosphore au Bassin d'Arcachon à l'époque actuelle.

Ces résultats permettent d'établir une hiérarchie entre ces différentes sources, ainsi qu'entre les formes minérales et organiques de ces éléments. Un certain nombre d'observations peuvent ainsi être faites :

- la grande majorité de l'azote est apportée au Bassin par les cours d'eau : 80% de l'azote total et 87% de l'azote minéral,
- les pluies "directes" apportent plus d'azote au Bassin que les sources d'origine urbaine,
- le phosphore, aussi bien dans ses formes organiques que minérales, est apporté à parts presque égales par les cours d'eau, la pluie et le ruissellement urbain,
- l'azote est en majorité (60%) apporté sous forme minérale tandis que le phosphore minéral ne représente que 20% de l'apport total en cet élément.

Evolution des apports

Dans le tableau 24, nous avons rassemblé le résultat des calculs et des estimations des apports en azote et en phosphore pour les années 1970 et pour l'époque actuelle. En ce qui concerne les flux correspondant à 1970, de nombreuses incertitudes subsistent et il est, pour certaines sources, impossible de les quantifier avec exactitude. Dans ce cas, nous avons seulement signalé dans quel sens ces apports avaient augmenté au cours de la période considérée.

Azote :

- Les quantités d'**azote minéral** apportées par les **cours d'eau** se sont notablement **élevées** (d'environ **300 tonnes**) en l'espace de 20 ans. Ce phénomène est directement lié à l'expansion de l'agriculture intensive sur le bassin versant. L'Eyre présentant à la fois le plus fort débit et l'une des plus fortes concentrations en nitrates (après le Cirès), cette évolution affecte en priorité la zone Sud-Est du Bassin.

- Il est probable que les flux d'azote provenant directement des **eaux de pluie** (augmentation générale de la concentration des pluies en nitrate) et du **ruissellement urbain** (progression de l'urbanisation et de l'imperméabilisation des sols, plus ou moins compensée par des aménagements spécifiques) aient également **augmenté**, sans que l'on puisse savoir en quelles proportions. En terme de flux, cette évolution est probablement sans aucune mesure avec celle des apports provenant des cours d'eau.

- Par contre, la mise en place de l'assainissement a permis de **retirer** du flux annuel arrivant au milieu (si l'on considère que tout ce qui est apporté par la nappe arrive au Bassin) environ **90 tonnes d'azote total**, dont **50 tonnes sous forme minérale**, provenant des **eaux usées**.

Les quantités d'azote apportées au Bassin ont donc globalement augmenté, au moins en ce qui concerne les formes minérales, notamment au niveau de l'Eyre.

Phosphore :

- On peut penser que, comme c'est le cas pour l'azote, les apports de phosphore provenant du **ruissellement urbain** ont **augmenté** depuis les années 1970.
- Par contre, les quantités de phosphore apportées par les **cours d'eau** et les **eaux usées** ont notablement diminué au cours de cette période.

Azote/ phosphore

L'augmentation des flux d'azote et la diminution des flux de phosphore dans les cours d'eau, source principale de ces éléments pour la Baie, conduisent à une augmentation notable du rapport N/P des apports de nutriments arrivant au Bassin.

		Flux total annuel (tonnes d'azote ou de phosphore)											
		Azote total			Azote minéral			Phosphore total			Phosphore minéral		
		1970	1990	↑↓	1970	1990	↑↓	1970	1990	↑↓	1970	1990	↑↓
Eyre	CEMAGREF	704	985	↑	428	679	↑	14	14	=	3	3	=
	RNB	-	1800		246	783	↑	-	105		28	4	↓
	IFREMER	-	-		-	647		-	30		-	3	
Ensemble des cours d'eau	CEMAGREF	903	1205	↑	561	855	↑	29	26	↓	6	5	↓
	RNB	-	-		-	-		-	-		-	-	
	IFREMER ¹	-	-		-	738		-	41		-	4	
Pluie directe	IFREMER	-			-	89		-			-	5	
	SABARC	-	210	↑ ²	-	-	↑ ²	-	43		-		
	Bibliographie	-	156		-	40		-	18		-	8	
Ruissellement urbain	SABARC	-	61		-	23		-	20		-	7	
	mini - maxi	-	50 - 100	↑ ³	-	18 - 36	↑ ³	-	18 - 40	↑ ³	-	6	↑ ³
	Bibliographie	-	82		-	-		-	16		-		
Eaux usées (→ nappe)	SABARC		30		-	20		-	5		-	2	
	IFREMER	127	40	↓	82	25	↓	22	11	↓	11	5	↓

¹ Somme des apports des 6 principaux cours d'eau correspondant à 92% du bassin versant total.

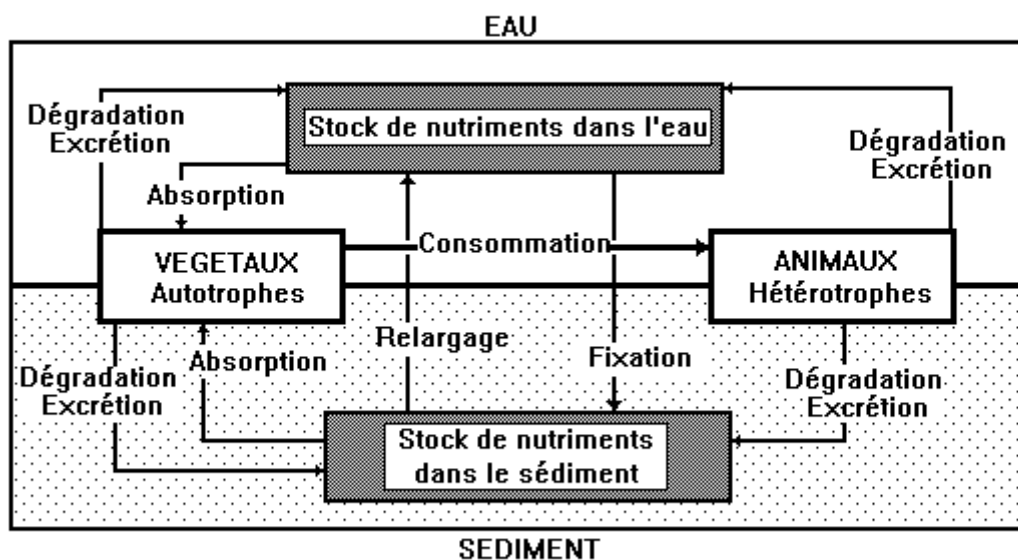
² Cf chapitre 3.1.2.4. (Conclusion "Apports atmosphériques")

³ Cf chapitre 3.1.4.2.3 (Conclusion "Apports urbains")

Tableau 24 : Evolution des apports de nutriments au Bassin entre 1970 et 1990.

3.2 Cycle des nutriments à l'intérieur du Bassin d'Arcachon. Les processus internes

Dans le chapitre précédent, nous nous sommes intéressés aux sources de nutriments d'origine allogène. Mais, par ailleurs, il faut considérer que ces sels nutritifs parviennent dans un milieu qui contient déjà une certaine quantité de matière organique ou minérale répartie entre la masse d'eau, le sédiment et les organismes vivants qui s'y développent. Les échanges entre ces différents compartiments sont complexes. On peut les présenter schématiquement de la façon suivante :



Si les plantes (organismes autotrophes) absorbent effectivement les nutriments dans le milieu, elles les restituent par la suite, à un moment ou à un autre. En effet, au cours de leur métabolisme, les végétaux vivants excrètent du carbone sous forme de gaz carbonique (CO_2), de l'azote et du phosphore inorganiques et organiques dissous. D'autre part, lorsque les végétaux meurent et se décomposent, l'azote et le phosphore contenus dans leurs tissus retournent au milieu, soit sous forme inorganique soit sous forme organique dissoute ou particulaire. Enfin, une partie de la matière organique végétale, qu'elle soit vivante ou en voie de dégradation, est consommée par les animaux. Ces organismes hétérotrophes assimilent une partie de cette matière organique et excrètent dans le milieu la part non assimilée ainsi que les produits de leur métabolisme.

La matière organique issue de l'excrétion et de la décomposition des végétaux et des animaux sera ensuite utilisée et transformée par les microorganismes en produits minéraux. Ce processus est désigné sous le terme de **minéralisation**.

Bien évidemment, ces processus doivent être pris en compte lorsqu'on s'intéresse au cycle des nutriments dans un milieu donné. En effet, leur intensité conditionne de manière importante la disponibilité des nutriments pour les organismes autotrophes. Toutefois, il est difficile de prendre en compte tous les niveaux d'échanges entre compartiments. Dans le cadre de cette étude, nous nous sommes intéressés, d'une part, aux phénomènes de décomposition des végétaux aquatiques dominants dans le Bassin (*Monostroma obscurum* et *Zostera noltii*), et d'autre part, aux échanges de sels nutritifs entre l'eau et les sédiments. En outre, la première partie de ce chapitre est consacrée au cycle des deux éléments dont les formes minérales jouent un rôle important sur le contrôle de la production primaire : l'azote et le phosphore.

3.2.1 Cycle du phosphore et de l'azote en milieu marin

Les composés azotés et phosphorés subissent, dans le milieu marin, un certain nombre de transformations liées à des processus chimiques et biologiques. Il est utile de rappeler ici les grandes lignes des cycles du phosphore et de l'azote et de préciser dans quelle mesure l'équilibre de ces cycles est modifié par la présence des herbiers de phanérogames et par l'accroissement du stock de matière organique lié aux proliférations algales

Cycle du phosphore

Contrairement à ce que nous verrons par la suite pour l'azote, les microorganismes n'interviennent qu'exceptionnellement sur l'état d'oxydation du phosphore, qui se trouve le plus souvent sous forme H_2PO_4^- , HPO_4^{2-} ou PO_4^{3-} . La plupart des transformations auxquelles sont soumises cet élément dans le milieu marin peuvent, en fait, être considérées comme des transferts.

En premier lieu, il importe de rappeler que le phosphore ne peut être utilisé par les végétaux (biodisponible) que sous forme d'**ion phosphate (PO_4^{3-})**.

Le **phosphore organique**, qu'il soit dissous ou particulaire, est transformé en **phosphate** par minéralisation bactérienne grâce à l'action d'une enzyme particulière, la phosphatase. Cette transformation peut avoir lieu à l'intérieur des cellules bactériennes ou directement dans le milieu, par action des phosphatases libérées par les bactéries.

Le **phosphore minéral** dissout existe sous la forme de **phosphates condensés**. Il est transformé en phosphate par simple hydrolyse.

Le **phosphore minéral particulaire** se trouve, pour sa part, sous trois formes principales :

- **particules de minéraux phosphatés** : phosphates de calcium (dont l'apatite), phosphates d'aluminium, de fer, et phosphates doubles de fer et d'aluminium.

- **précipités de surface** : les cristaux précédemment décrits sont précipités sur d'autres particules.

- **formes occluses** : phosphates de calcium, d'aluminium et de fer occlus généralement dans des oxydes de fer.

Le phosphore minéral particulaire n'est donc pas directement disponible pour les végétaux. Toutefois, la plupart de ces composés peuvent, dans certaines conditions (facteurs physico-chimiques ou biologiques), être solubilisés, permettant ainsi la libération du phosphate. Les mécanismes qui conduisent à cette solubilisation sont multiples.

Le facteur de solubilisation du phosphore le plus anciennement mis en évidence (Mortimer, 1941) est relatif aux liens qui unissent le fer et le phosphore : dans des conditions anoxiques, le fer ferrique (Fe^{3+}) est réduit en fer ferreux (Fe^{2+}) et ce mécanisme permet une solubilisation du phosphate lié à FeOOH . Par la suite, d'autres travaux (dont la synthèse est réalisée dans une publication de Lovley, 1986) ont montré que cette réduction du fer n'était pas un phénomène purement chimique, mais qu'il est associé au métabolisme de certains microorganismes anaérobies. Les nitrate réductases, enzymes élaborées par les bactéries responsables de la réduction dissimilatrice du nitrate en ammonium (cf Cycle de l'azote), seraient particulièrement impliquées dans cette réduction du fer ferrique (Ottow, 1970; Sorensen, 1982; Jones *et al.*, 1983).

Les phosphates ferriques peuvent également être solubilisés par action de l'hydrogène sulfureux (H_2S) d'origine microbienne, avec production de sulfure de fer (FeS) et libération de phosphate. Ce mécanisme intervient principalement en conditions anoxiques. Ces phénomènes sont d'autant plus importants dans le Bassin que les concentrations en fer total des eaux et des sédiments sont élevés.

Par ailleurs, les bactéries sont capables de produire des acides organiques qui agiront en tant qu'agents chélatants et permettront la libération des ions phosphate. Selon Harrison *et al.* (1972), les bactéries qui se trouvent dans des conditions oxiques stockent ce phosphate qui sera ensuite relargué dans le milieu lors de conditions anoxiques ou lors de la mort des bactéries.

Quels que soient les mécanismes impliqués dans ces phénomènes, il est donc bien établi que **l'anoxie des sédiments facilite la désorption du phosphate**. Pour cette raison, la libération du phosphate sédimentaire a lieu principalement pendant les périodes où le sédiment est plus anoxique (c'est à dire l'été et la nuit). Il importe de rappeler que la dégradation de la matière organique entretient cette anoxie *via* le métabolisme des microorganismes décomposeurs (qui consomment de grandes quantités d'oxygène). Dès lors, on peut estimer que l'accumulation de matière organique en voie de dégradation crée des circonstances favorables à la solubilisation du phosphate, lequel sera ensuite utilisé par les végétaux.

De plus, il faut remarquer que les **phanérogames** peuvent intervenir sur le cycle du phosphore, de deux façons différentes.

1. **Solubilisation du phosphore particulaire.** Le métabolisme lié à l'absorption racinaire du phosphate par les angiospermes aquatiques pourrait, en diminuant localement le pH du milieu, accroître la solubilité du stock de phosphore sédimentaire. Ce type de phénomène a été mis en

évidence en eau douce (Barko et Smart, 1980; Wetzel, 1981). De même, plusieurs auteurs ont observé que la proportion de phosphore soluble dans le sédiment est plus élevée dans les herbiers de phanérogames marines (*Thalassia testudinum* et *Posidonia oceanica*) que dans les zones dépourvues d'herbier (Patriquin, 1972; Vidal, 1988). Ce type de mécanisme reste toutefois à démontrer dans le cas des herbiers de zostères.

2. Transfert du phosphore entre les compartiments eau et sédiment. Depuis une vingtaine d'années, il a été démontré que les phanérogames marines sont capables d'absorber le phosphate aussi bien par leurs feuilles que par leurs racines (Bristow et Whitcombe, 1971; Patriquin, 1972; Penhale et Thayer, 1980). Par ailleurs, différentes études ont montré que le phosphore absorbé par les plantes (*Z. marina* et *Z. noltii*, notamment) peut être relargué dans l'eau par les feuilles (McRoy et Barsdate, 1970; Penhale et Thayer, 1980, Pérez-Llorens et Niell, 1989). Dans le cas de *Z. noltii*, ces derniers ont montré que ce relargage foliaire se déroule lorsque la plante est immergée. Les phanérogames agiraient ainsi comme des pompes, permettant au phosphore sédimentaire d'être relargué dans la colonne d'eau.

Cycle de l'azote

Le cycle de l'azote en milieu marin peut être résumé de la façon suivante (Figure 17).

L'**azote organique**, qu'il soit d'origine végétale ou animale est transformé en **ammonium** par les processus bactériens d'**ammonification** (1). Dans la zone oxique du sédiment, les microorganismes impliqués dans ces phénomènes sont des bactéries hétérotrophes aérobies, tandis qu'au niveau de la zone anoxique, ce sont des bactéries fermentatives qui interviennent. Notons que l'excrétion animale alimente ces deux stocks d'azote sédimentaire, en produisant de l'azote organique, sous forme d'urée, ainsi que de l'ammonium.

Dans la zone oxique du sédiment, cet ammonium peut ensuite être oxydé en **nitrite** puis en **nitrate** par les bactéries nitrifiantes : c'est la **nitrification** (2)

Le nitrate ainsi fabriqué (ou le nitrate absorbé par le sédiment) pourra ensuite être réduit par des populations bactériennes selon trois voies différentes.

- **réduction assimilatrice** (l'ammonium formé est intégré dans les cellules bactériennes) **du nitrate en ammonium** (3). Cette réduction a lieu dans la zone aérobie du sédiment. Ce mécanisme n'est pas régulé par la concentration en oxygène dissous, mais par la teneur en NH_4^+ .

Les deux processus suivants, qui se déroulent dans la zone anoxique, sont, par contre, régulés par la concentration en oxygène dissous.

- **réduction dissimilatrice** (l'ammonium fabriqué est libre) **du nitrate en ammonium** : **RDNA** (4). Cette voie, liée au métabolisme fermentatif, ne conduit jamais à l'oxydation complète du carbone organique. Ces molécules carbonées incomplètement oxydées sont ensuite utilisées par d'autres populations bactériennes, notamment celles impliquées dans le cycle du soufre.

- **réduction du nitrate en produits gazeux solubles** (oxyde nitreux [N₂O] et azote moléculaire [N₂]) (5), également appelée **dénitrification**. Ce processus est assuré par des bactéries anaérobies facultatives. Dans ce cas, les produits organiques carbonés sont totalement oxydés en CO₂ par l'intermédiaire du cycle de Krebs.

Il faut souligner que ce dernier mécanisme est le seul processus microbien permettant d'éliminer l'azote en excès dans le milieu marin en l'évacuant vers l'atmosphère.

Par ailleurs, un certain nombre de microorganismes sont aptes à fixer l'**azote atmosphérique** (6). Cette fixation est réalisée, non seulement par les cyanobactéries, mais également par de nombreuses espèces microbiennes aérobies et anaérobies libres ou symbiotiques. Cette fixation est rendue possible par une enzyme particulière, la nitrogénase. La molécule d'azote moléculaire (N₂) est alors réduite en deux molécules d'ammoniac (NH₃).

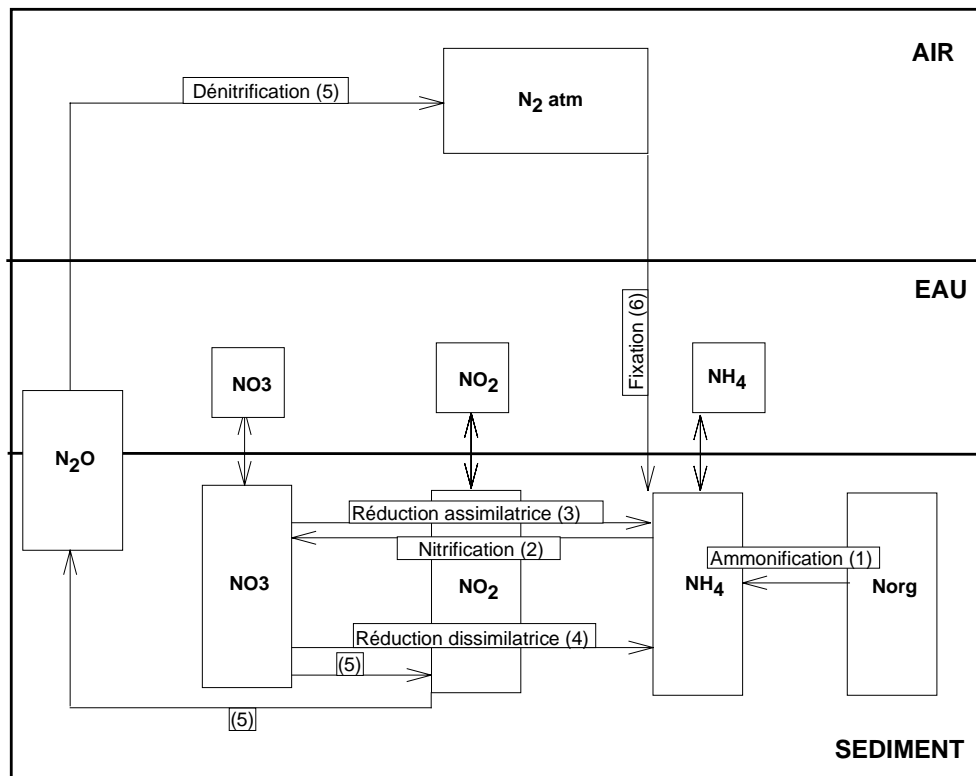


Figure 17 : Cycle de l'azote en milieu marin

De nombreux auteurs se sont intéressés aux rapports complexes qui unissent les végétaux et le cycle de l'azote en milieu côtier. Grâce aux travaux réalisés depuis ces 20 dernières années, un certain nombre de ces liens ont pu être décrits. Nous en rappellerons ici les grandes lignes.

1. La présence de végétaux joue un rôle sur les processus de **fixation de l'azote moléculaire**, en favorisant le développement des populations bactériennes capables de réaliser cette fixation.

Ce phénomène est particulièrement bien connu au niveau des **herbiers de phanérogames**. En effet, il semble que de nombreuses bactéries, associées plus ou moins étroitement à la zone qui entoure les racines (rhizosphère) ou les feuilles (phyllosphère) des plantes, sont capables de fixer l'azote moléculaire et de le transformer en ammonium qui est ensuite directement disponible pour les végétaux. Nous ne citerons pas ici toutes les expériences qui ont permis de quantifier ces processus, mais quelques-unes des données mesurées à l'occasion de ces travaux sont rassemblées dans le tableau 25.

Herbier de ...	Localité	Azote fixé (mg N/m ² /jour)	Auteur
<i>Zostera capricorni</i>	Australie (Moreton Bay)	10 (hiver) - 40 (été)	O'Donohue <i>et al.</i> (1991)
<i>Zostera marina</i>	U.S.A. (New York)	5 - 8,3	Capone (1982)
<i>Thalassia testudinum</i>	U.S.A. (Floride)	0,03 5 - 24	McRoy <i>et al.</i> (1973) Capone et Taylor (1980)
<i>Thalassia hemprichii</i>	Australie (Gulf of Carpentaria)	16 (été)	Moriarty et O'Donohue (1993)
<i>Enhalus acoroides</i>	Australie (Gulf of Carpentaria)	25 (été)	Moriarty et O'Donohue (1993)

Tableau 25 : Quantités d'azote moléculaire fixé (mg N/m²/jour) au niveau de différents herbiers de phanérogames.

Il a également été démontré que la présence d'**algues vertes** de la même famille que *Monostroma (Enteromorpha)* accroît la **fixation de l'azote** au niveau du sédiment (Owens et Stewart, 1983). Ces auteurs ont pu mettre en relation la biomasse d'entéromorphes et le taux de fixation de N₂ dans un estuaire anglais. D'après leurs travaux, ce processus ne serait qu'en minorité dû aux cyanobactéries épiphytes des thalles. En effet, la plus grande part de cette fixation continue de se produire en absence de lumière. Cet état de fait est également observé par Moriarty et O'Donohue (1993) dans les herbiers australiens de *Zostera capricorni*. L'azote serait donc fixé en majorité par des bactéries qui se développent dans le sédiment et dont le développement serait favorisé par les substrats organiques issus de l'excrétion et de la décomposition des phanérogames et des algues.

En fait, il semble que tout apport de carbone organique dans le milieu conduise inévitablement à une augmentation de la fixation de l'azote atmosphérique, ainsi que l'ont mis en évidence Patriquin et Knowles (1972) en milieu marin, et Seitzinger (1988) dans le cas des lacs.

En raison de l'importance des herbiers de zostères dans le Bassin d'Arcachon, il est probable que la fixation d'azote atmosphérique soit loin d'y être négligeable. De plus, dans la mesure où les apports de matière organique favorisent ces processus, on peut avancer l'hypothèse que les

proliférations de *Monostroma* accroissent encore cet apport d'azote supplémentaire pour le système. Toutefois, ces processus restent à quantifier dans le Bassin d'Arcachon.

2. L'accroissement du stock de matière organique, notamment végétale, en voie de décomposition, et/ou la réduction des sédiments qui en résulte provoquent une **diminution des mécanismes de dénitrification** (5). Deux types de processus concourent à ce phénomène.

- Lorsque la concentration en carbone organique est élevée et que les sédiments sont très réduits, la RDNA (4) est favorisée par rapport à la dénitrification (5) (Sorensen, 1978, Koike et Hattori, 1978; Kaspar et Tiedje, 1981). Dans ces conditions, l'azote, qui aurait pu être éliminé sous forme d'azote moléculaire, se retrouve, au moins en partie, sous forme d'ammonium alors disponible pour la production primaire. Selon les milieux prospectés, la proportion de nitrate réduit par RDNA est toutefois très variable. Elle dépend non seulement de la teneur en matière organique des sédiments mais également de la nature des communautés bactériennes présentes dans les sédiments. Pour cette raison, il est impossible de savoir actuellement quelle est l'importance de ce phénomène dans le Bassin d'Arcachon.

- Pendant les périodes d'anoxie qui découlent de la dégradation de la matière organique, l'activité des bactéries nitrifiantes est limitée par l'absence d'oxygène et par le faible potentiel d'oxydo-réduction. De plus, ces conditions peuvent induire la formation d'hydrogène sulfureux (H₂S) dont la présence réduit l'activité des microorganismes nitrifiants (Henriksen et Kemp, 1988). Ainsi que l'ont montré (et c'est une évidence) les travaux de Koike et Sorensen (1988), la dénitrification en milieu marin est limitée par la concentration en nitrate et donc la **diminution du taux de nitrification conduit à une diminution du taux de dénitrification**. Ainsi, dans les sédiments de la Baie de Chesapeake soumis à des apports importants en matière organique, Kemp *et al.* (1990) ont montré que ces deux processus couplés étaient fortement ralentis.

A cet égard, il faut souligner que les **angiospermes aquatiques ont également un effet à ce niveau du cycle de l'azote**. Comme cela a été démontré pour *Zostera marina*, par exemple, (Izumi *et al.*, 1980), l'oxygène fabriqué par les plantes et transporté dans les racines, favorise les processus de nitrification. De même, l'activité dénitrifiante serait beaucoup plus élevée dans les herbiers qu'au niveau des sédiments nus (Caffrey et Kemp, 1992).

Ainsi que Kemp *et al.* (1990) le font remarquer en conclusion de leur article, "ces résultats suggèrent un enchaînement d'interactions relativement ironique". En effet, l'accroissement de la production et de la consommation de matière organique dû à l'eutrophisation pourrait inhiber le seul processus qui permet à l'azote excédentaire d'être éliminé du système. L'azote ammoniacal produit par la décomposition de la matière organique ne sera plus transformé en N₂ mais sera réutilisé par les végétaux. **Ce type de processus permettrait à l'eutrophisation de se maintenir lorsqu'elle a débuté.**

Les premiers résultats des chercheurs en microbiologie travaillant dans le cadre du contrat européen CLEAN ont permis de mettre en évidence ce type de phénomène. En effet, ils ont mesuré

des taux extrêmement faibles de nitrification et de dénitrification dans les sédiments des herbiers intertidaux du Bassin d'Arcachon, au printemps et en été. Par contre, pendant l'hiver 1994, ces auteurs ont observé de forts taux de dénitrification.

3.2.2 Etude de la décomposition de *Monostroma obscurum*

3.2.2.1 Introduction

Dans le Bassin d'Arcachon, comme c'est le cas dans la plupart des zones côtières (baies, estuaires, lagunes), les macrophytes (macroalgues et phanérogames) constituent la majeure partie de la production primaire. Seule une faible portion de cette matière végétale est directement consommée par les organismes herbivores. Pour cette raison, une part non négligeable de la production primaire est recyclée dans le milieu et rentre sous forme de **détritus** dans le cycle de la matière organique. Les modalités de cette **dégradation** varient en fonction des espèces (matériel végétal plus ou moins réfractaire) et des conditions du milieu dans lesquelles elle se réalise. L'ampleur de ces phénomènes et la vitesse à laquelle ils se déroulent déterminent l'efficacité du relargage des substances nutritives dans le milieu où d'autres générations de végétaux pourront ensuite les utiliser.

Dans le cadre de cette étude, il nous a donc paru nécessaire de préciser ces modalités dans le cas de *Monostroma obscurum*. Parallèlement, le même type de démarche a été entrepris pour caractériser la dégradation d'une autre espèce très abondante dans le Bassin : la phanérogame *Zostera noltii* (Durin, 1992). Les principaux résultats concernant cette dernière sont résumés en conclusion de ce chapitre.

Ces expériences ont été réalisées en 1992-1993 au Laboratoire d'Océanographie Biologique par S. Bourguès (1992) et M. Durin, dans le cadre de leur DEA.

3.2.2.2 Méthodes

Les observations sur le terrain montrent que la plus grande partie des algues se dégrade en conditions d'**anaérobiose** (absence d'oxygène) ou, au moins, en présence de peu d'oxygène et généralement à proximité plus ou moins immédiate du sédiment. En effet, les thalles de *Monostroma* ont tendance à s'accumuler, en banquettes relativement compactes, sur l'estran et au fond de certains chenaux. **Pour cette raison, il a été décidé de n'étudier la dégradation que dans des conditions anoxiques et en présence de sédiment.**

Deux séries d'expériences ont été entreprises, les unes consistant à apprécier *in situ* l'évolution du détritus végétal au cours d'un cycle annuel, les autres, réalisées *in vitro*, à estimer le relargage de nutriments par ces détritus.

3.2.2.2.1 Evolution du détritit algal *in situ*

Le but de ces expériences, réalisées au cours des quatre saisons de l'année 1992, était d'étudier l'évolution des thalles de *Monostroma* au cours de leur décomposition. Afin de se placer le plus près possible des conditions naturelles, ces expériences ont été réalisées dans le milieu, en l'occurrence dans le sédiment sablo-vaseux d'une slikke située entre Arcachon et le port de La Teste.

Des lots de 50 grammes (poids frais⁵) de *Monostroma* étaient introduits dans des sacs de nylon (dimension 21 x 21 cm; vide de maille 1 mm). Ces sacs étaient ensuite enfouis au sein du sédiment, à environ 1 cm de la surface. Ils étaient ensuite régulièrement récoltés (2 par 2) au cours d'un temps variant de 18 à 36 jours, en fonction de la saison. Ramenées au laboratoire, les algues en décomposition étaient soigneusement rincées à l'eau douce afin d'éliminer les particules de sédiment et de sel. Elles étaient ensuite séchées à l'étuve (48 h, 100 °C) afin d'obtenir un poids sec de détritit algal. Pour mesurer la perte en masse des échantillons, le poids sec des algues des deux poches était moyenné.

Par la suite, le carbone, l'azote et le phosphore organique ont été dosés dans ces algues par l'IEEB (Institut Européen de l'Environnement de Bordeaux), selon les méthodes suivantes.

- **Carbone organique particulaire** : Méthode d'Anne modifiée
- **Azote organique particulaire** : Méthode de Kjeldahl
- **Phosphore organique particulaire** : Minéralisation par HNO₃ - H₂SO₄. - Réactif vanado-molybdique. Dosage colorimétrique.

Par ailleurs, sur les échantillons d'automne et d'hiver, **les bactéries attachées au détritit algal ont été dénombrées**. La technique utilisée à cet effet est largement décrite dans la publication de Velji et Albright (1986), et nous n'y reviendrons pas ici en détail. Dans ses grandes lignes, cette méthode est la suivante.

Les échantillons (conservés dans le NaCl formolé) sont soumis à une sonication dont le temps a été déterminé auparavant afin de détacher le plus de bactéries possible (en l'occurrence, 80 secondes). Les microorganismes sont ensuite colorés avec un fluorochrome (DAPI) puis observés et comptés sous microscope à épifluorescence.

3.2.2.2.2 Relargage des nutriments au cours de la dégradation *in vitro*

Cette série d'expériences avait pour objet principal d'apprécier le relargage des sels nutritifs lors de la dégradation de *Monostroma*, phénomène impossible à mesurer sur le terrain. Des écosystèmes expérimentaux ont donc été mis en place afin d'étudier ces processus. Pour les raisons qui ont été énoncées précédemment, il a été décidé de réaliser ces expériences en anaérobiose.

⁵ Le rapport poids frais/poids sec de ce lot de départ était calculé sur des sous-échantillons.

Des lots de 100 g de poids frais de *Monostroma* étaient disposés dans quatre aquariums (21 x 21 x 22 cm) remplis de 9,7 l d'eau de merensemencée avec 30 cm³ de sédiment sablo-vaseux frais provenant d'une slikke. Deux de ces enceintes étaient maintenues à l'obscurité et les deux autres éclairées. Par ailleurs, deux aquariums témoins (ne contenant pas d'algues) étaient installés dans les mêmes conditions. Ces aquariums étaient scellés afin d'éviter toute oxygénation du système. Les prélèvements en surface et au fond étaient réalisés par le biais de tuyaux munis de seringues installés à demeure dans les aquariums.

Pendant une période de 55 jours, des prélèvements d'eau réguliers ont été effectués afin de doser :

- les **sels nutritifs (ammonium, nitrate, nitrite, phosphate)** : dosage sur la chaîne SKALAR du CREMA de l'Houmeau,
- le **sulfure** : Méthode de Cline (1969),
- le **sulfate** : Méthode de Tabatabai (1974).

Par ailleurs, les **bactéries fermentatives et sulfato-réductrices ont été dénombrées** dans l'eau au début et à la fin des expériences. Les autres espèces bactériennes (notamment **phototrophes**) présentes dans les bacs ont été déterminées.

3.2.2.3 Résultats et discussion

3.2.2.3.1 Evolution du détritit algal *in situ*

Les conditions physico-chimiques intra-sédimentaires des quatre expériences sont rapportées dans le tableau 26.

	Température (°C)	Salinité (‰)	pH
Printemps (18.03 - 12.04)	10,6 - 13,8	26 - 31	7,51 - 8,29
Été (09.07 - 27.07)	20 - 28		
Automne (04.10 - 10.12)	9,9 - 15	19 - 26	7,5 - 8,0
Hiver (18.01 - 11.02)	8,3 - 9,9	26 - 31	7,4 - 8,5

Tableau 26 : Paramètres du milieu lors des expériences de dégradation sur le terrain.

Si le pH et la salinité de l'eau interstitielle évoluent peu au cours des saisons, la température subit, comme on pouvait s'y attendre, des fluctuations relativement marquées.

- **Perte en masse** (Figure 18)

Globalement, la perte en masse des échantillons est d'autant plus importante que la température est élevée, comme le montrent les résultats réunis dans le tableau 27. Toutefois, les processus de dégradation sont plus accentués au printemps qu'en automne alors que les températures moyennes sont très similaires. En fait, comme l'ont depuis longtemps démontré les microbiologistes, **l'activité bactérienne est intensifiée plutôt par l'augmentation de la température que par les hautes températures elles-mêmes.**

	Température moyenne	Perte totale en masse	Perte en masse journalière*
Printemps	12,2°C	76% (25 jours)	5,55%
Été	24,3°C	73% (18 jours)	7,02%
Automne	12,7°C	65% (30 jours)	3,44%
Hiver	9,3°C	44% (30 jours)	2,56%

* en considérant que la dégradation suit une loi exponentielle

Tableau 27 : Perte en masse du détritus aux quatre saisons.

A chaque saison, on observe une légère ré-augmentation de la biomasse aux alentours du 15^{ème} jour d'expérience : + 0,8 g au printemps, +1,9 g en été, +0,4 g en automne et + 1,25 g en hiver. Après cet épisode, la masse des échantillons diminue généralement de façon plus marquée qu'au début de l'expérience.

Cette augmentation de poids ne peut s'expliquer que par la colonisation du détritus par des organismes suffisamment liés aux thalles pour ne pas être éliminés par le lavage qu'il subissent avant d'être pesés. A partir du dénombrement des bactéries fixées aux détritus algal, on peut estimer la biomasse approximative qu'elles représentent en considérant qu'une bactérie marine pèse environ $2 \cdot 10^{-14}$ g (Tableau 28).

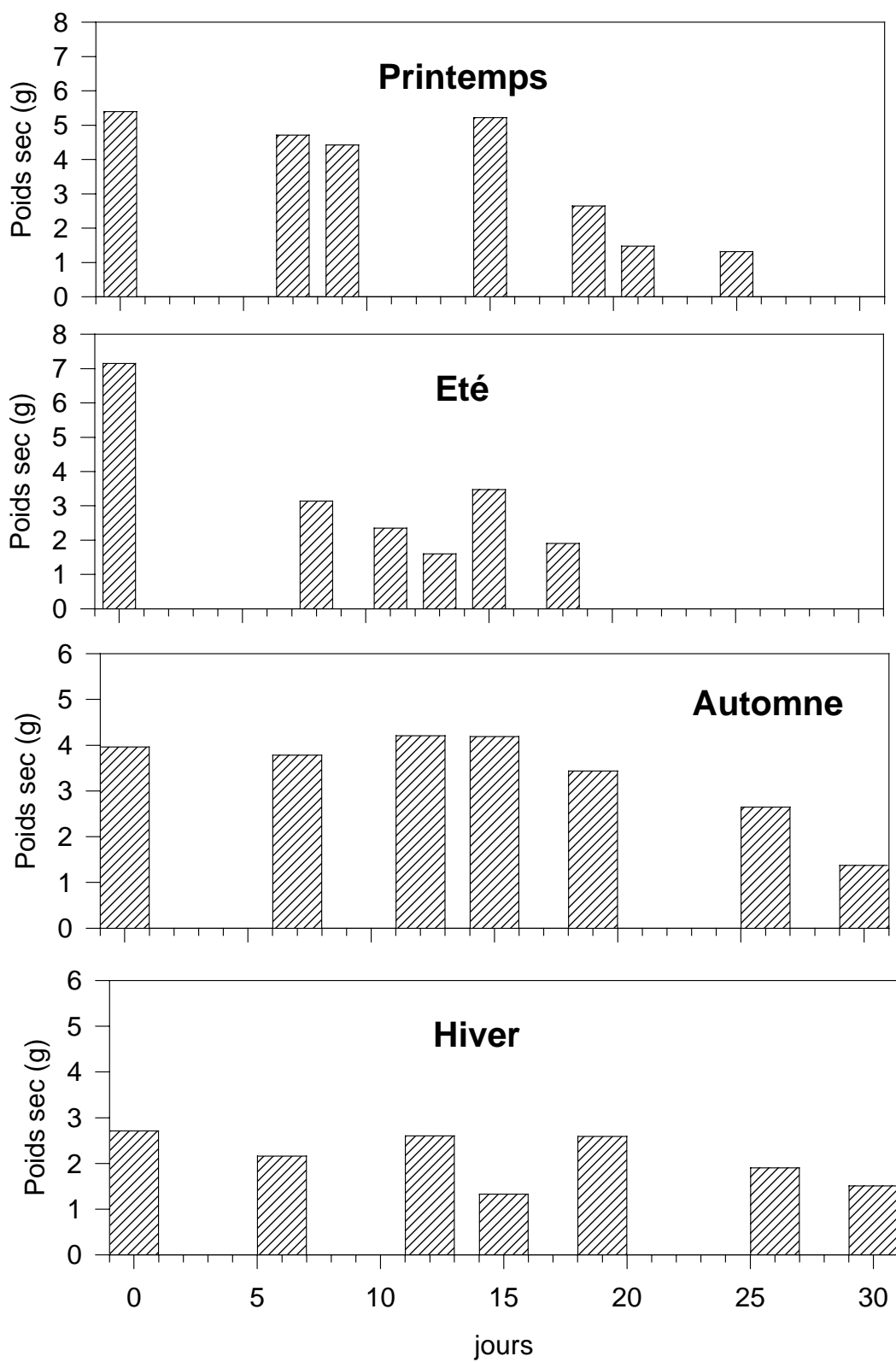


Figure 18: Evolution de la masse des débris *in situ*.

Echantillon	Nombre de bactéries par g PS d'algue	Masse de bactéries (mg) par g PS d'algue	Rapport entre la biomasse bactérienne et la biomasse algale
Automne			
t0	6,3.10 ¹⁰	1,26	1 /800
t12	7,8.10 ¹⁰	1,56	
t15	6,1.10 ¹⁰	1,22	
t26	1,8.10 ¹¹	3,6	
t36	1,7.10 ¹¹	3,4	
3.2.2.3.1.1 Hiver			
t0	2,2.10 ¹¹	4,4	1/200
t6	1,5. 10 ¹¹	3,3	
t12	1,1. 10 ¹¹	2,2	
t19	1,3. 10 ¹¹	2,6	
t26	1,6. 10 ¹¹	3,2	
t30	8,0. 10 ¹⁰	1,6	1/600

Tableau 28: Nombre et biomasse des bactéries fixées au détritus en automne et en hiver.

Ces estimations montrent que les bactéries ne sont pas, au moins à elles-seules, responsables de cette élévation du poids de détritus. Il est alors probable que d'autres organismes colonisent les algues à ce stade de la décomposition. Il s'agit sans doute de protozoaires et/ou de champignons (Rieper-Kirchner, 1990). Cette observation illustre le fait que le détritus n'est pas constitué uniquement par du matériel algal mais également par un ensemble d'organismes colonisateurs, phénomène qui doit être pris en compte lorsque l'on s'intéresse aux modifications de sa composition chimique au cours du temps.

Par ailleurs, il faut remarquer que les résultats de biomasse bactérienne mesurés au cours de ces expériences sont en parfait accord avec les observations de Corre (1991) sur les Laminaires de Bretagne. Sur les thalles en bon état, cet auteur calcule une biomasse bactérienne 1000 fois inférieure à la biomasse algale et seulement 300 fois inférieure sur les thalles détériorés. Ainsi qu'elle le souligne, ce rapport est beaucoup plus élevé (environ 8 fois plus) en terme de masse azotée. En effet, les bactéries contiennent une plus grande proportion d'azote que les algues (Azote/poids sec : bactéries 13,5%, *Monostroma* 4 %).

• Evolution de la composition chimique du détritus

Comme nous l'avons relevé dans le paragraphe précédent, l'évolution de la composition chimique du détritus est la résultante de deux processus différents : lyse progressive des cellules algales et colonisation du thalle par différents types d'organismes. Pour cette raison, ces résultats doivent être interprétés avec beaucoup de prudence. Il faut, par ailleurs, garder en mémoire qu'ils sont exprimés non pas en valeur absolue, mais en pourcentage (par rapport au poids sec total de l'échantillon).

Carbone (Figure 19)

La teneur initiale en carbone dans les algues est plus élevée au printemps (et sans doute en été) que pendant l'automne et l'hiver. Il est probable que ce phénomène traduit l'accumulation de substances carbonées de type glucidique dans la plante pendant sa période de photosynthèse maximale. La concentration en carbone diminue de façon notable, au cours des 15 premiers jours d'expérience, au printemps et en été. Les glucides solubles doivent, en effet, être assez rapidement hydrolysés. Aux autres saisons, la teneur en carbone varie moins au cours du temps et s'élève même légèrement. On peut penser que le carbone contenu dans la plante à cette période de l'année est globalement de nature plus réfractaire (constituants structurels des parois, notamment).

Azote (Figure 20)

D'une façon générale, le pourcentage d'azote dans les thalles a tendance à diminuer pendant les 15 premiers jours d'expérience. Comme dans le cas du carbone, ce phénomène est plus marqué au printemps (et en été?) qu'aux autres saisons. Vraisemblablement, ce phénomène rend compte du relargage des protéines hydrosolubles. Dans un second temps, la teneur en azote augmente pour atteindre, à la fin de l'expérience, une valeur plus élevée que dans les thalles frais. Cette augmentation est généralement attribuée à la **colonisation bactérienne du détrit**us. En effet, comme nous l'avons vu ci-dessus, les bactéries présentent un pourcentage en azote plus élevé que les végétaux. Pour cette raison, plus le rapport entre la masse algale et la masse bactérienne diminue, plus le pourcentage d'azote du détritus s'élève. De plus, certains des produits sécrétés par les bactéries (notamment les exoenzymes qui leur permettent d'attaquer la matière organique) sont également très riches en azote.

Ce type d'évolution de la concentration en azote est similaire à ce qu'ont observé Chassany-Casabianca (1989) et Viaroli *et al.* (1990) chez deux espèces d'ulves en décomposition.

Phosphore (Figure 21)

Selon les saisons, le pourcentage en phosphore des thalles frais est très variable (maximal en hiver). Cette teneur évolue différemment au cours de la dégradation en fonction des saisons.

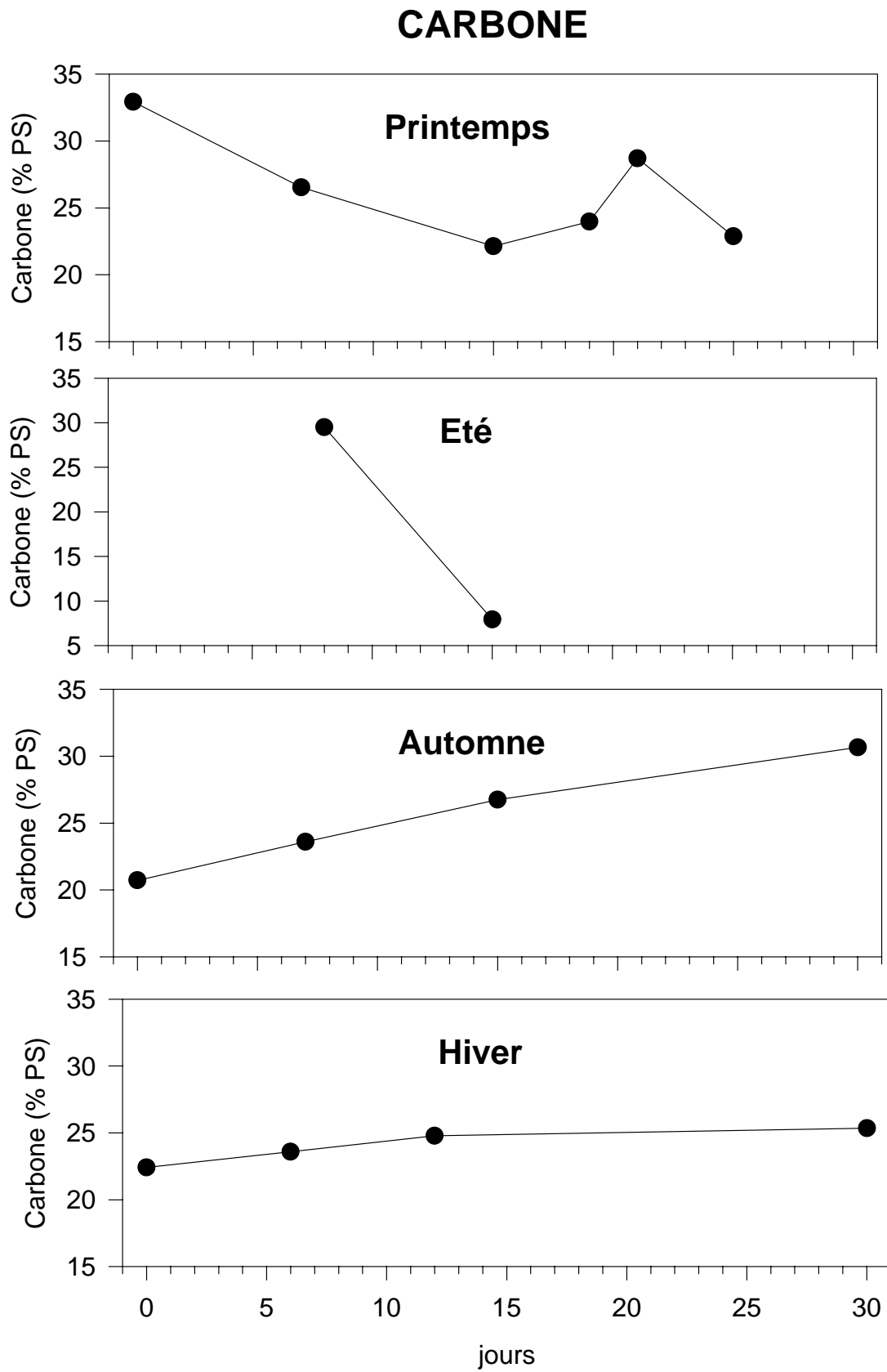


Figure 19 : Evolution de la teneur en carbone (% du poids sec) des débris *in situ*.

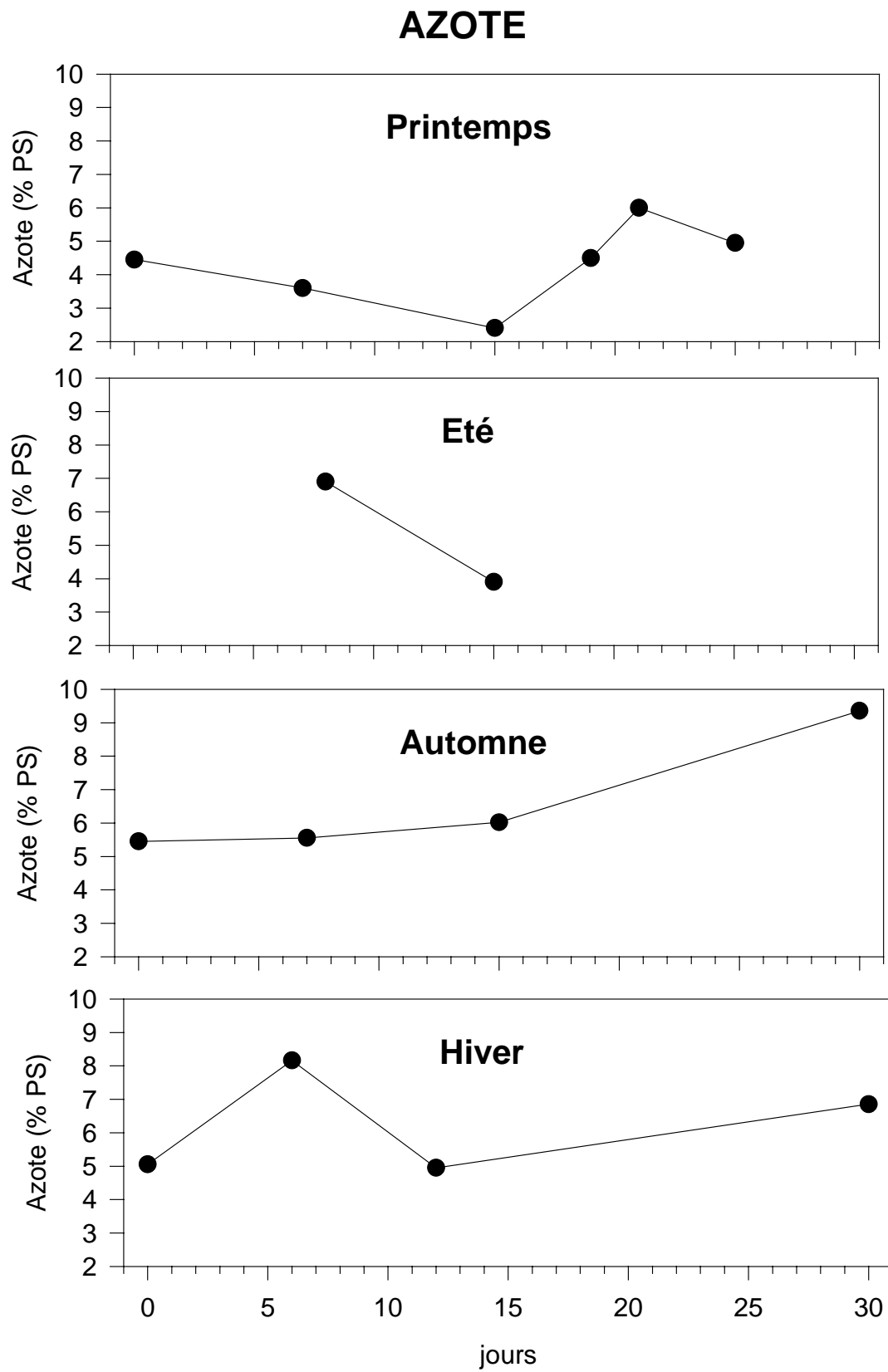


Figure 20 : Evolution de la teneur en azote (% du poids sec) des débris *in situ*.

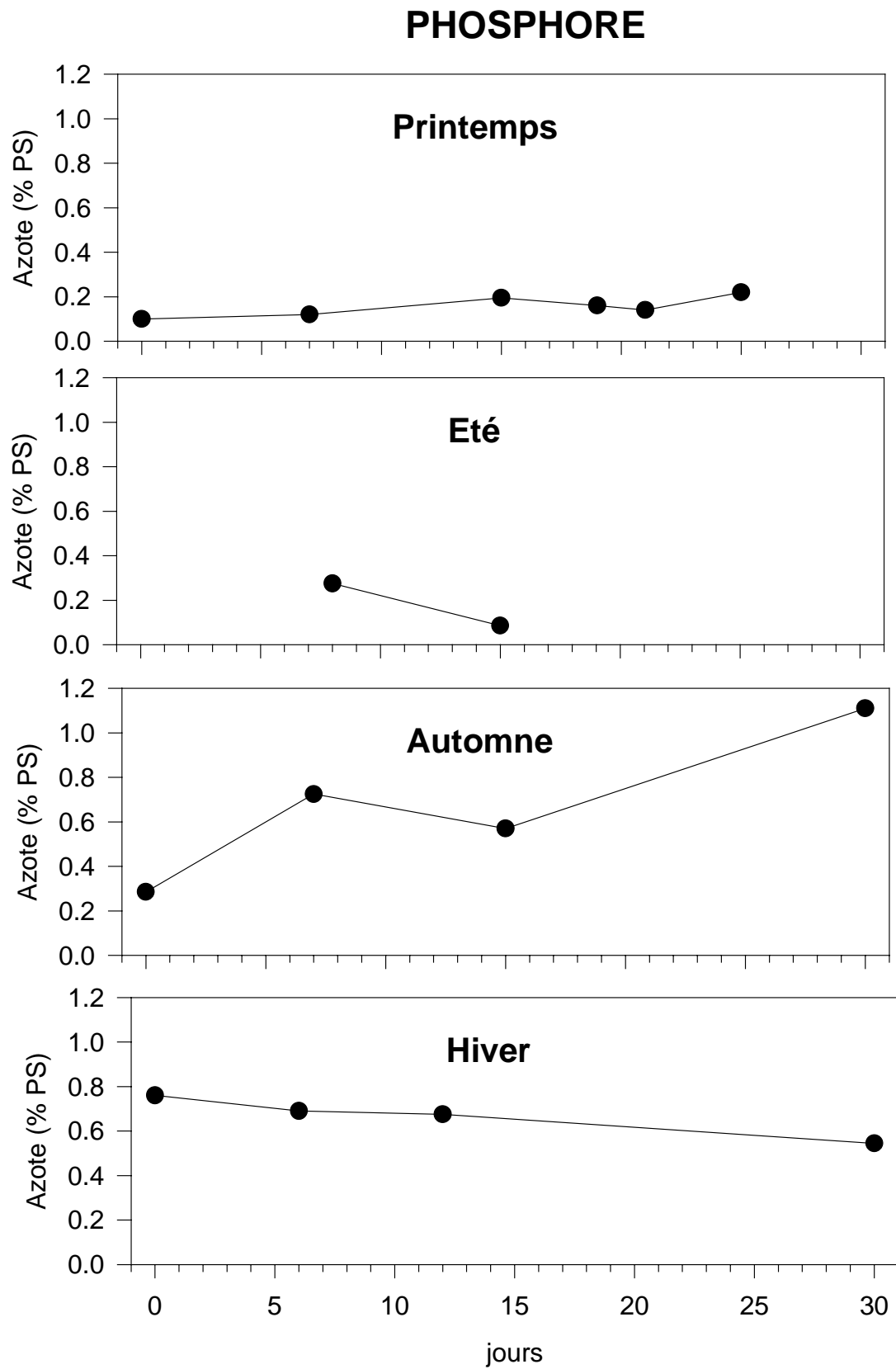


Figure 21 : Evolution de la teneur en phosphore (% du poids sec) des détritits *in situ*.

3.2.2.3.2 Relargage des nutriments au cours de la dégradation *in vitro*

• Dénombrement des bactéries

Avant de commenter le résultat des comptages bactériens dans les bacs expérimentaux, il nous a paru utile de rappeler brièvement le métabolisme et la fonction des quelques populations bactériennes dont il est question dans les paragraphes suivants.

Les **bactéries fermentatives** décomposent la matière organique en produits de faible poids moléculaire (sucres, acides aminés, acides gras,...).

Dans un second temps, ces molécules sont métabolisées par différents types de populations bactériennes parmi lesquelles, en milieu marin riche en sulfate, les **bactéries sulfato-réductrices** sont prépondérantes. Ces organismes ont la capacité de transformer ces molécules organiques en éléments minéraux (à reminéraliser cette matière organique). Elles utilisent les sulfates comme source d'énergie et les réduisent en hydrogène sulfureux (H_2S).

Contrairement à ces deux types de populations hétérotrophes, les **bactéries phototrophes** (dont le métabolisme nécessite la présence de lumière) sont aptes, comme les végétaux, à absorber les éléments minéraux. Elles réoxydent l'hydrogène sulfureux.

Les **bactéries sulfato-réductrices** étaient au nombre de $2,5 \cdot 10^1$ par millilitre au début de l'expérience. Au cours du temps, elles se sont multipliées, aussi bien dans les bacs témoins (de $2,5 \cdot 10^2$ à $6 \cdot 10^3$ bactéries/ml) que, de façon plus importante, dans les aquariums contenant les algues (environ 10^7 bactéries/ml).

Les **bactéries fermentatives** (10^2 bactéries par ml au début de l'expérience) se sont peu développées dans les bacs témoins. Dans les aquariums éclairés et obscurs contenant le matériel végétal, on dénombrait, en fin d'expérience, entre $6 \cdot 10^6$ et 10^7 bactéries par ml.

D'autre part, **dans les bacs éclairés**, ont été observées de nombreuses **bactéries phototrophes** (photosynthétiques), notamment des genres *Chromatium* et *Prosthecochloris*. Le dénombrement de ces microorganismes pose un sérieux problème d'échantillonnage. En effet, au contraire des fermentatives et des sulfato-réductrices qui se trouvent en suspension dans l'eau, ces bactéries se développent sur des supports, en l'occurrence sur les thalles et les parois des aquariums. Pour cette raison, elles n'ont pas, dans le cadre de ces expériences, été dénombrées. Toutefois, on peut affirmer qu'elles étaient extrêmement nombreuses dans tous les aquariums éclairés, colorant les parois des aquariums en rose.

La présence et la densité de ces populations bactériennes dans les différentes séries d'aquariums influent sur la nature et l'intensité du relargage apparent au cours de la dégradation du matériel végétal dans la mesure où les concentrations mesurées dans l'eau des bacs est la résultante entre ce qui est effectivement relargué par le détritus et ce qui est consommé par le métabolisme

bactérien. Pour cette raison, nous ferons souvent allusion à ces microorganismes pour interpréter ces résultats.

- **Relargage des nutriments** (Figures 22, 23, 24, 25)

N.B. : Alors que l'unité de concentration généralement adoptée dans le reste de ce rapport est la $\mu\text{mol/l}$, les résultats sont ici exprimés en $\mu\text{g/l}$ de l'ion considéré.

- **Azote**

Ammonium

Au cours de la deuxième semaine, la concentration en ammonium ($\mu\text{g/l}$ de NH_4^+) commence à augmenter dans l'eau des bacs, atteignant des valeurs proches de **250 $\mu\text{g/l}$** dans les deux **aquariums témoins** et **15 000 $\mu\text{g/l}$** dans les **aquariums éclairés**. Elle diminue ensuite à partir de la troisième semaine d'expérience. A l'issue de 55 jours, on relève des concentrations de **5 $\mu\text{g/l}$** dans les bacs témoins contre **430 $\mu\text{g/l}$** dans les aquariums placés à la lumière.

La situation des **aquariums placés à l'obscurité** est tout à fait différente en fin d'expérience. En effet, le taux de NH_4^+ ne cesse d'augmenter et semble tendre vers un plateau, les concentrations étant alors proches de **40 000 $\mu\text{g/l}$** .

Nitrite

La concentration en nitrite au sein des **aquariums témoins** reste relativement constante durant toute l'expérience (15 $\mu\text{g/l}$), exception faite d'un pic de 41 $\mu\text{g/l}$ observé 17^{ème} jour dans le témoin à l'obscurité.

Une évolution différente se manifeste en présence de matériel algal.

A la lumière, on mesure des concentrations voisines de **300 $\mu\text{g/l}$** entre la deuxième et la troisième semaine. Ces concentrations ne se maintiennent pas au cours du temps et tendent vers **0** au bout de 55 jours.

A l'obscurité, on note également une augmentation du taux de nitrite qui ne cesse de croître tant que la quantité d'ammonium augmente. Quand cette dernière reste constante, le nitrite diminue.

Nitrate

Dans les **aquariums témoins**, le taux de nitrate augmente au cours du temps (augmentation corrélative à la chute de l'ammonium observée). Au terme de 55 jours, on observe des concentrations de **175 $\mu\text{g/l}$** dans le **témoin éclairé** contre **625 $\mu\text{g/l}$** dans celui placé à **l'obscurité**.

En présence d'algues et à l'obscurité, la concentration en nitrate reste faible, voire nulle, pendant les trois premières semaines. Ce n'est qu'en fin d'expérience que l'on relève des taux

importants, de l'ordre de **1 500 µg/l** (trois fois plus élevés que celui du bac témoin correspondant à la même situation).

C'est également ce que l'on observe en **conditions éclairées**, malgré un pic d'environ **5 700 µg/l** mesuré dans l'un des deux réplicats au bout du 21^{ème} jour.

La décomposition de *Monostroma* génère une quantité importante de sels nutritifs azotés.

Comme l'avait également observé Williams (1984), dans une expérience concernant la dégradation de la macroalgue *Caulerpa cupressoides*, la forme prépondérante d'azote relargué est l'**ammonium**. Il faut remarquer que cet auteur mesure également de fortes concentrations en azote organique dissous au cours du relargage.

En ce qui concerne l'**ammonium**, les concentrations (**15 000 µg/l à la lumière, 40 000 µg/l à l'obscurité**) atteignent ici des concentrations beaucoup plus élevées (environ 100 à 200 fois plus) que celles qu'avait observé Caumette (1978) dans des bacs contenant des ulves en voie de décomposition (500 g d'algues fraîches dans 10 litres d'eau). Il faut toutefois remarquer que cet auteur avait préalablement broyé ces algues.

Dans les **aquariums éclairés**, ce fort taux d'ammonium relargué dans les premiers temps de l'expérience ne se maintient pas au cours du temps. Il est alors probable que les bactéries phototrophes ont utilisé cet ammonium. L'apparition de nitrite, puis de nitrate, laisse à penser qu'une partie de cet ammonium a été oxydée par voie anaérobie. Deux hypothèses peuvent être avancées pour expliquer ce phénomène :

- oxydation réalisée par les bactéries phototrophes (Caumette, 1978)
- Introduction involontaire d'oxygène au cours des prélèvements.

Les processus de nitrification, dans de telles conditions, sont peu probables, bien qu'ils puissent se réaliser à de très faibles concentrations en oxygène (inférieures à 2 mmol/l).

Au contraire, **dans les aquariums placés à l'obscurité**, la concentration en ammonium reste élevée jusqu'à la fin de l'expérience. Même si ce nutriment est utilisé par les bactéries sulfato-réductrices présentes dans cette série de bacs, cette consommation est très nettement inférieure à celle des nombreuses bactéries photosynthétiques qui se développent dans les aquariums éclairés.

• Phosphate

L'évolution du taux de phosphate est semblable dans les deux **bacs témoins** dans lesquels un maximum est observé le 13^{ème} jour (**931 µg/l** à la lumière et **617 µg/l** à l'obscurité). Par la suite, ces concentrations diminuent fortement en l'espace de 4 jours. En fin d'expérience, elles sont proches de **15 µg/l**.

Dans les 4 **aquariums renfermant les macroalgues**, les maxima observés, situés en fin de première et en début de troisième semaine, sont deux à quatre fois supérieurs à celui observé dans les bacs témoins. Puis, dans tous les cas, la concentration en phosphate diminue jusqu'à la fin de l'expérience.

Les fortes concentrations en phosphate, mesurées dans les aquariums au cours des premières semaines de ces expériences, proviennent en partie du relargage par les algues en décomposition. Toutefois, ainsi que l'indiquent les teneurs relativement élevées dans les témoins, il est évident qu'une partie de ce phosphate est d'origine sédimentaire. En effet, les conditions qui règnent dans les bacs favorisent la solubilisation de ce nutriment immobilisé au sein du sédiment (phosphates ferriques notamment) sous l'action de l'H₂S et du CO₂ d'origine microbienne.

La diminution de concentration en phosphate qui fait suite à ce relargage, et ceci aussi bien dans les bacs éclairés que dans les aquariums obscurs, s'explique par le fait que **ce nutriment est consommé par les populations bactériennes phototrophes et sulfato-réductrices qui l'utilisent comme source énergétique dans leur métabolisme.**

3.2.2.3.3 Quantification du relargage - Comparaison de la dégradation de *Zostera noltii* et de *Monostroma obscurum*.

Les expériences de dégradation réalisées *in situ* montrent clairement que **la perte en masse de *Zostera noltii* (76% en 65 jours) est plus lente que celle de *Monostroma* (76% en 25 jours)**. Ce résultat accrédite l'opinion générale selon laquelle le matériel végétal phanérogamique est plus réfractaire à la décomposition que les thalles de macroalgues, notamment en raison de sa forte proportion en cellulose et en lignine, molécules carbonées difficiles à dégrader (Rice et Tenore, 1981). Si l'on traduit ces pertes en termes d'éléments (C, N et P), on s'aperçoit en effet que l'évolution des deux types de détritrus, au bout d'une vingtaine de jours, diffère surtout par le pourcentage de carbone perdu, très supérieur chez *Monostroma* (Tableau 29). Si la quantité d'azote perdu pendant ce temps est un peu plus importante chez *Monostroma*, il faut remarquer qu'au bout de 57 jours (durée proche de celle de l'expérience réalisée *in vitro*), les zostères ont perdu autant de cet élément que les *Monostroma*. Par ailleurs, la perte de phosphore est légèrement supérieure pour la phanérogame.

Ces résultats confirment des travaux antérieurs concernant la décomposition de la zostère naine dans les sédiments du Bassin (Auby, 1991). Au bout de 3 mois d'expériences réalisées en été, dans les mêmes conditions que celles de la présente étude, cet auteur observait la disparition complète de l'azote et du phosphore dans les détritrus.

	Perte en masse au cours de la dégradation <i>in situ</i> (Printemps)		
	Carbone	Azote	Phosphore
<i>Monostroma</i> (21 jours)	92%	86%	76%
<i>Zostera</i> (20 jours)	67%	70%	80%
<i>Zostera</i> (57 jours)	83%	86%	87%

Tableau 29 : Expérience de dégradation *in situ* - Perte en masse (% par rapport à la masse initiale) de carbone, d'azote et de phosphore dans les détritits de *Monostroma* et de *Zostera*.

Comme le laissent présager ces résultats (et contrairement à ce à quoi on aurait pu s'attendre *a priori*), les quantités de phosphate libérées au bout d'une cinquantaine de jours d'expérience sont plus importantes dans les bacs contenant les zostères que dans les aquariums où se dégradent les *Monostroma* et le relargage d'ammonium est du même ordre dans les deux cas (Tableau 30).

	Contenu initial du végétal (C)* (mg/g poids sec)		Relargage au cours de la dégradation <i>in-vitro</i> (R) (mg/g poids sec)		R/C Perte au cours de la dégradation <i>in-vitro</i>	
	Azote	Phosphore	Azote**	Phosphore	Azote**	Phosphore
<i>Monostroma</i> lumière obscurité	44,5	1,0	11,3	0,5	25%	50%
			30,2	0,3	68%	33%
<i>Zostera</i> lumière obscurité	39,5	1,05	18,9	2,91	48%	>100%
			33,9	4,23	85%	>100%

* Concentrations initiales mesurées dans les échantillons des expériences réalisées *in situ*

** Calculé à partir de la concentration en ammonium

Tableau 30 : Expérience de dégradation *in vitro* - Perte en masse (% par rapport à la masse initiale) de carbone, d'azote et de phosphore dans les détritits de *Monostroma* et de *Zostera*.

Si l'on ramène ces quantités au pourcentage initial des végétaux en azote et en phosphore, il apparaît même que la quantité de phosphore apparemment relargué par les zostères est supérieur à la quantité contenue dans leur tissus! En fait, il est probable que les conditions qui règnent dans les aquariums où se dégradent les végétaux favorisent la désorption du phosphate lié au sédiment qui a servi à inoculer les aquariums (cf chapitre 3.2.1.). Toutefois, on peut penser que ces conditions ne

sont guère différentes dans les bacs contenant les zostères et dans ceux où se dégradent les *Monostroma*. D'autre part, la proportion entre l'azote ammoniacal relargué et l'azote total contenu dans le végétal est également plus importante dans les bacs contenant les zostères. **Tout se passe donc comme si le matériel phanérogamique relarguait une plus grande quantité de nutriments** (par rapport à son contenu initial en N et P) **que les thalles de *Monostroma***. Deux hypothèses peuvent être proposées pour expliquer ce phénomène.

1. Il est possible que les zostères stockent de plus grandes quantités de phosphate et d'ammonium dans leurs tissus que les *Monostroma*. Chez ces dernières, une plus forte proportion de phosphore et d'azote internes serait stockée sous des formes moins solubles (ou non dosées au cours de ces expériences) ou intégrée dans les structures du thalle. Cette hypothèse est accréditée par le fait que les zostères sont en contact étroit avec le sédiment, particulièrement riche en ces éléments (cf chapitre 3.2.2.).

2. La seconde hypothèse concerne l'activité des populations bactériennes qui se développent en présence des deux types de végétaux. En utilisant des extraits de *Zostera marina*, Harrison (1982) a mis en évidence une certaine inhibition de l'activité bactérienne par des produits contenus dans les feuilles. Il n'est pas exclu que des composés de ce type soient relargués par *Zostera noltii*. En effet, dans nos expériences, le nombre de bactéries sulfato-réductrices est un peu moins important dans les bacs contenant les zostères que dans les aquariums où se décomposent les *Monostroma*. Par ailleurs, la sulfato-réduction (et donc, l'activité de ces populations bactériennes) est plus intense dans ces derniers. Si la densité et l'activité de ces populations bactériennes sont limitées dans les bacs contenant les zostères, l'utilisation des métabolites y est également plus réduite.

Quelle qu'en soit l'explication, ce phénomène prend un sens particulier dans un milieu largement dominé, en terme de production primaire, par *Zostera noltii* (voir partie ALGUE, chapitre 2.2.). En effet, on peut conclure de ces expériences que **le recyclage qui s'effectue à partir de ces phanérogames est ici extrêmement efficace**, c'est-à-dire, en ce qui concerne l'azote et le phosphore, au moins aussi rapide et important que ce que l'on a mesuré pour *Monostroma obscurum* dans les mêmes conditions expérimentales.

3.2.2.4 Conclusion

Les conditions physico-chimiques et biologiques qui règnent dans les sédiments anoxiques intertidaux du Bassin d'Arcachon semblent extrêmement favorables à la décomposition des végétaux qui s'y développent (macroalgues et phanérogames) et, notamment, au **recyclage de l'azote et du phosphore contenus dans leurs tissus**. Ces processus présentent une intensité maximale pendant l'été, c'est-à-dire lorsque les apports allogènes d'éléments nutritifs sont réduits.

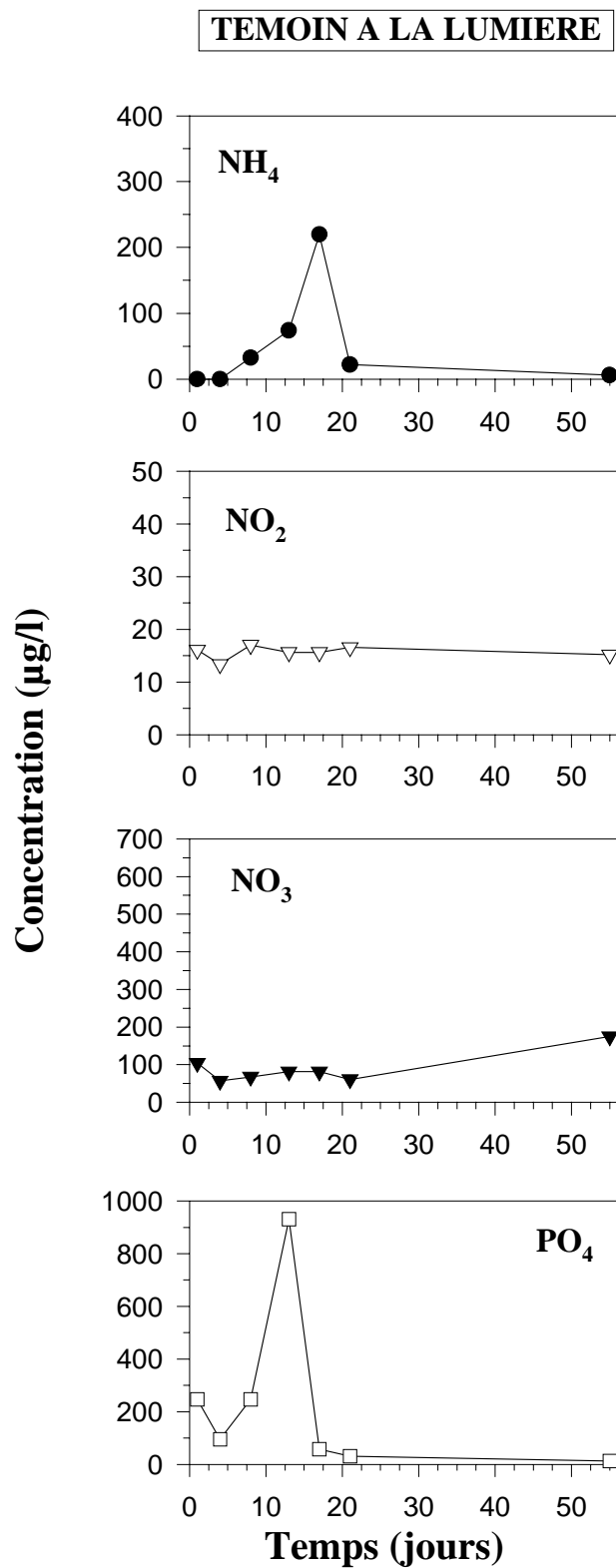


Figure 22 : Evolution des concentrations en nutriments dans les bacs éclairés sans algues

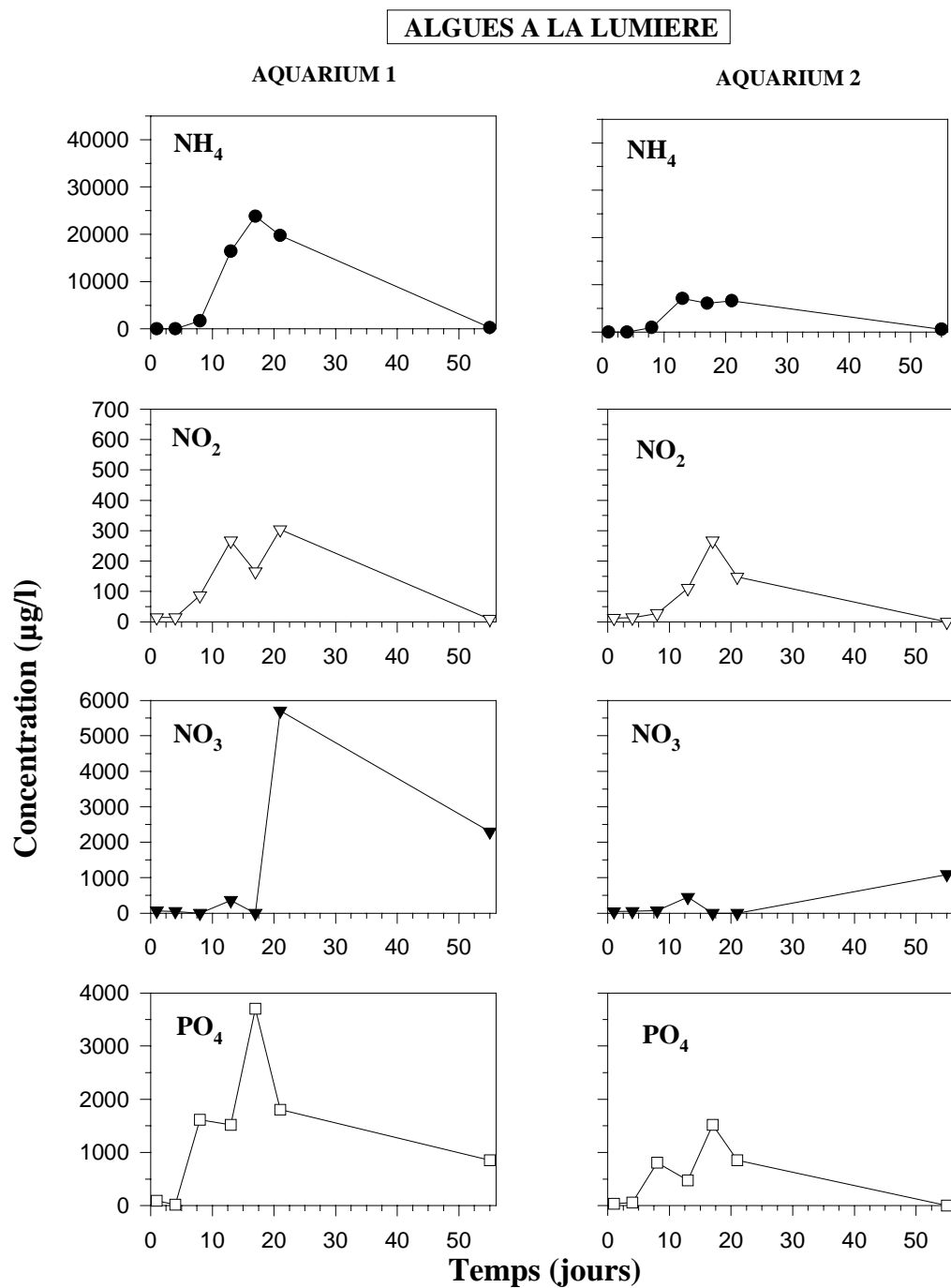


Figure 23 : Evolution des concentrations en nutriments dans les bacs éclairés contenant des algues.

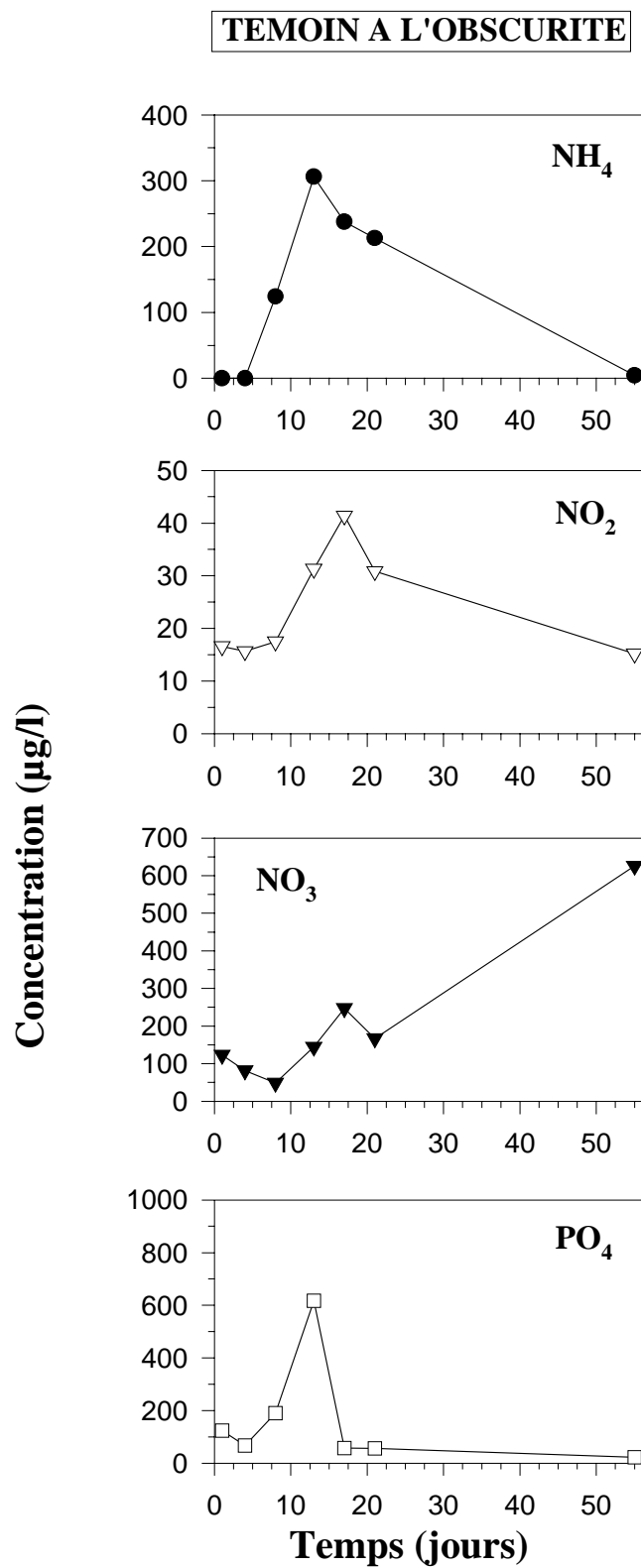


Figure 24 : Evolution des concentrations de nutriments dans les bacs obscurs sans algues.

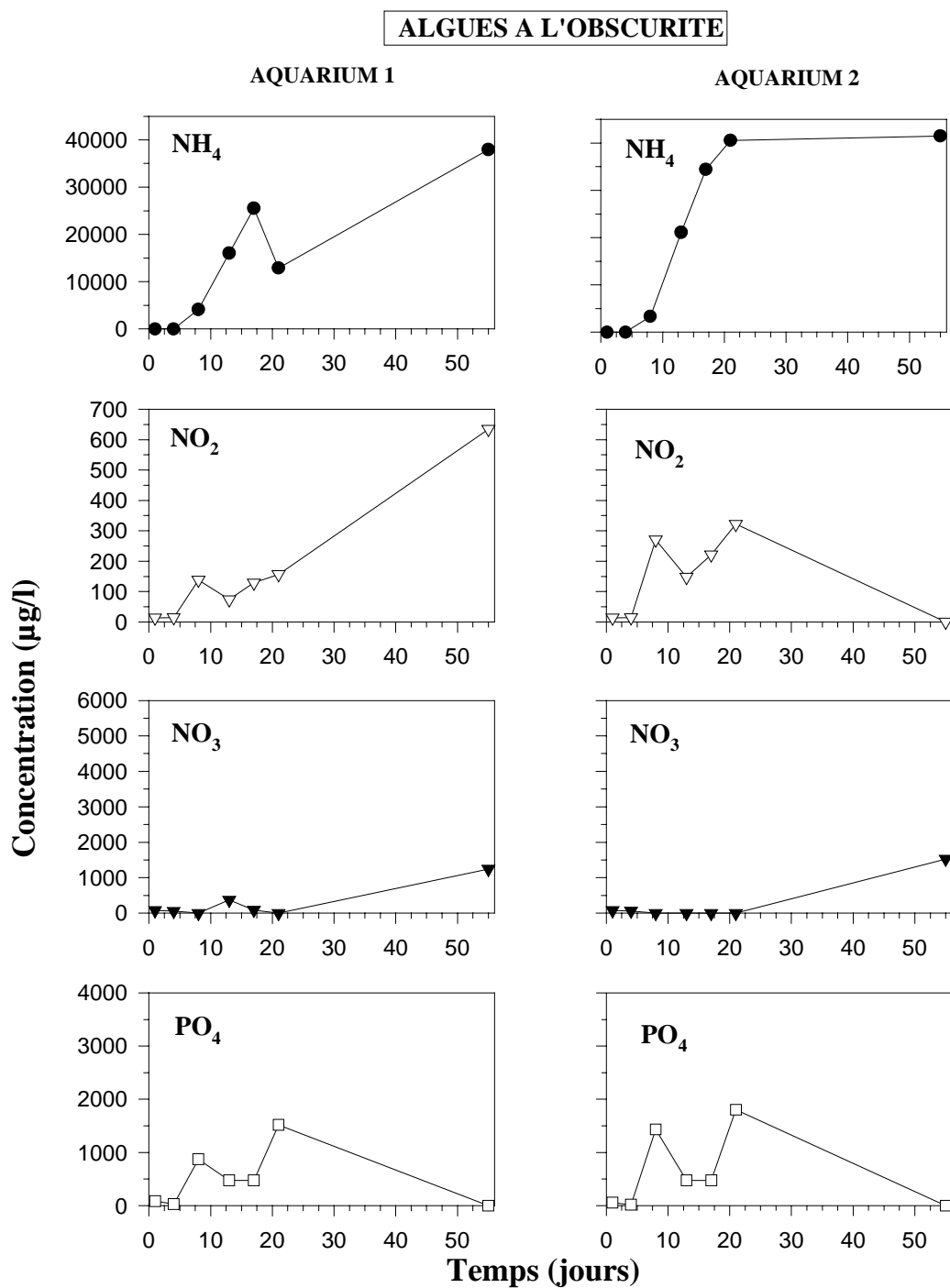


Figure 25 : Evolution des concentrations en nutriments dans les bacs obscurs contenant les algues.

3.2.3 Quantification du relargage de nutriments par les sédiments

3.2.3.1 Introduction

Les recherches réalisées depuis une quinzaine d'années ont permis de mettre en évidence l'importance du compartiment sédimentaire dans le cycle des éléments nutritifs en milieu marin. Comme le soulignent Nowicki et Nixon (1985), dans la zone côtière, ces relations sont particulièrement importantes en raison du faible volume d'eau recouvrant une surface donnée de sédiment. Par ailleurs, en milieu littoral, le compartiment benthique est le siège d'une intense activité biologique qui accroît les échanges de nutriments entre le sédiment et la colonne d'eau.

Les sédiments se comportent alternativement comme des puits et des sources d'éléments nutritifs. Il faut rappeler que le stock des nutriments qui y sont contenus est la résultante des apports d'origine externes (recensés dans le chapitre 3.1.) qui ont transité dans la masse d'eau et de ceux provenant de processus internes au substrat, qu'ils soient d'origine bactérienne (minéralisation, fixation d'azote moléculaire), végétale (absorption et exsudation) ou animale (excrétion). Par ailleurs, ce stock de sels nutritifs est le résultat d'apports et de processus à la fois récents et anciens. **Il n'est donc pas question de considérer dans sa totalité le relargage sédimentaire comme une source supplémentaire de nutriments par rapport aux apports externes.** Toutefois, il est important de préciser l'importance de ce phénomène, aussi bien sur un plan quantitatif que du point de vue qualitatif, en prenant en compte ses variations saisonnières. Tel est l'objet des expériences relatées dans ce chapitre. Il faut remarquer que ces résultats ne sont que préliminaires et ne constituent qu'une approche de ce qui se passe véritablement dans le Bassin d'Arcachon.

3.2.3.2 Méthodes

Dans les milieux littoraux soumis à la marée, les sédiments intertidaux sont alternativement émergés et immergés. Ces zones intertidales représentent environ les 2/3 de la superficie totale du Bassin d'Arcachon. Il paraissait donc nécessaire de prendre en compte ces deux situations pour estimer l'importance globale du relargage de nutriments provenant du sédiment. La quantification de ces phénomènes a nécessité la mise en oeuvre de deux méthodologies différentes, décrites ci-après.

3.2.3.2.1 Relargage en conditions d'immersion (expériences réalisées par CREOCEAN)

Deux méthodes ont été utilisées : estimation des flux *in situ*, et calcul de flux théoriques à partir de la mesure de la concentration en nutriments dans le sédiment.

- **Mesures *in situ* de flux à l'interface eau-sédiment**

Le principe de cette méthode consiste à enclore un volume d'eau recouvrant une surface connue de sédiment dans un incubateur hémisphérique et à mesurer dans cette eau les variations de

concentration des nutriments pendant un temps donné. Si la concentration en un élément diminue, on considère qu'il a été absorbé par le sédiment; lorsqu'elle augmente, on attribue cet apport à un relargage par le substrat.

Les incubateurs utilisés dans cette étude avaient un volume total de 34 litres, pour une surface au sol de 0,1963 m². Lors de chaque expérience, 3 incubateurs étaient utilisés, 2 en contact avec le sédiment, le troisième uniquement rempli d'eau (afin d'apprécier les variations dues à l'activité biologique de la masse d'eau elle-même).

Dans tous les cas, les incubations se sont déroulées entre 11 h et 17 h, période de la journée à laquelle l'activité biologique est, *a priori*, la plus élevée. A cet égard, il faut remarquer que seuls des **incubateurs transparents** ont été utilisés au cours de ces expériences. **Cela signifie que ces résultats intègrent l'utilisation des nutriments par la microflore benthique au cours des périodes diurnes et qu'ils ne sont pas généralisables à un cycle complet de 24 heures**. Afin de s'affranchir de ce biais, de nombreux auteurs utilisent également ou uniquement des incubateurs opaques permettant d'estimer le relargage dans des conditions où l'activité photosynthétique des végétaux est inhibée par l'obscurité.

Les mesures (température et oxygène dissous) et les prélèvements d'eau (à la pompe) étaient réalisés chaque heure pendant six heures après la mise en place des incubateurs.

Afin d'intégrer la variabilité spatiale du relargage sédimentaire, ces mesures ont été réalisées dans 5 stations réparties dans le Bassin d'Arcachon (Figure 26), intertidales ou infratidales, et dont les sédiments présentent des caractéristiques granulométriques différentes d'une station à l'autre (Tableau 31).

Les flux de nutriments varient également en fonction de la saison. Pour cette raison, trois campagnes de mesures ont été réalisées en 1992 : au printemps (11 au 15 mai), en été (10 au 14 août), et en automne (10 au 21 octobre).

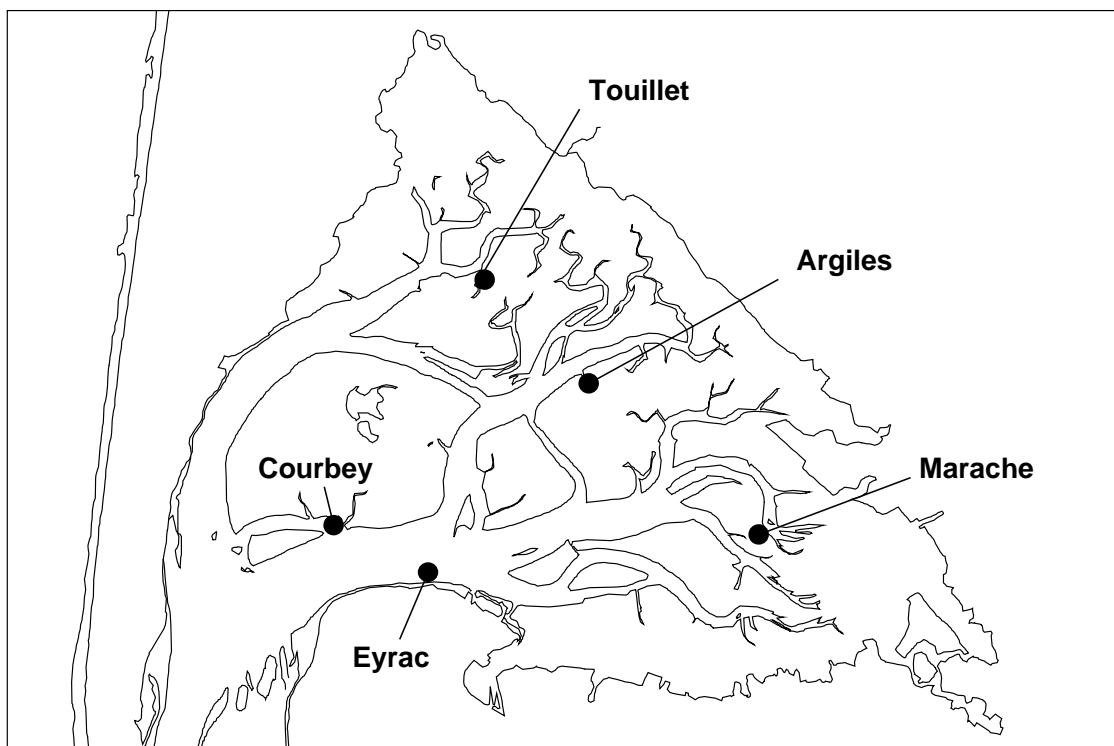


Figure 26 : Localisation des stations de mesure du relargage en condition d'immersion

Station	Position	Médiane* (mm)	Pélites** (%)	Porosité
Courbey	Infratidale	0,13 - 0,15	36,3 - 55,6	0,6 - 0,7
Eyrac	Infratidale	0,26 - 0,42	1,4 - 9,3	0,3 - 0,4
Garrèche	Intertidale	0,12	49,6	0,7
Touillet	Intertidale	0,16 - 0,17	4,5 - 8,9	0,3
Marache	Intertidale	0,13	48,4 - 51,3	0,6

* Diamètre moyen des grains

* Particules de sédiment d'un diamètre inférieur à 63 μm .

Tableau 31 : Caractéristiques sédimentaires des différentes stations.

• Calcul des flux théoriques

Dans chaque site et lors de chaque campagne, des carottes de sédiment étaient prélevées et séparées en trois strates : 0-2 cm, 2-4 cm et > 4 cm. L'eau interstitielle de ces trois couches était extraite et sa concentration en nutriments dosée.

Les flux théoriques de nutriment entre la couche la plus profonde et celle qui se trouve à l'interface eau-sédiment sont ensuite calculés de la façon suivante :

$$FT = P \times D \times C/d \times 36000$$

FT = Flux théorique ($\mu\text{mol}/\text{m}^2 \cdot \text{h}$)

P = Porosité [variable selon la granulométrie du sédiment]

D = Coefficient de diffusion (cm^2 / s) [dans ce cas = 10^{-4} , Bilen, 1982]

C = différence de concentration ($\mu\text{mol} / \text{cm}^3$) en nutriments entre la strate inférieure et la strate supérieure

d = distance entre les deux niveaux (cm)

36000 = Facteur permettant de transformer des cm^2 / s en m^2 / h

3.2.3.2.2 Relargage en conditions d'émersion

Dans la littérature, nous n'avons trouvé aucune référence traitant de la mesure des nutriments relargués par drainage de l'eau interstitielle des zones intertidales au cours du jusant. La méthodologie que nous avons utilisée est donc originale et se rattache plutôt aux techniques employées pour estimer les flux de nutriments dans les rivières. Dans ce cas, nous nous sommes intéressés aux modifications, lors de la marée descendante, de la concentration en sels nutritifs des chenaux secondaires ("esteys") qui sillonnent les replats de marée du Bassin d'Arcachon.

Deux de ces esteys ont été choisis pour effectuer ces mesures. Ils diffèrent par leur localisation dans le Bassin (Figure 27) et leur cote hypsométrique. Tous deux traversent des zones intertidales colonisées par *Zostera noltii*. Il faut rappeler que ces Phanérogames recouvrent environ les 3/4 des estrans du Bassin.

1. L'estey de **Jean de Guiraou**, situé au nord du Bassin, débouche dans le chenal de Ville . Les herbiers qui le bordent se trouvent à une cote approximativement comprise entre +1,6 et +2m C.M., et le fond de l'estey est au niveau -1,10m C.M.. Le bassin versant de cet estey couvre 40,5 ha.

2. L'estey de **Salos** se trouve à l'Ouest du domaine de Certes. Son bassin versant mesure 17,03 ha. Il est alimenté par le chenal de Lanton. Le fond de l'estey est à la côte 0 et les herbiers qu'il traverse se trouvent à un niveau hypsométrique compris entre +2m et +3m C.M..

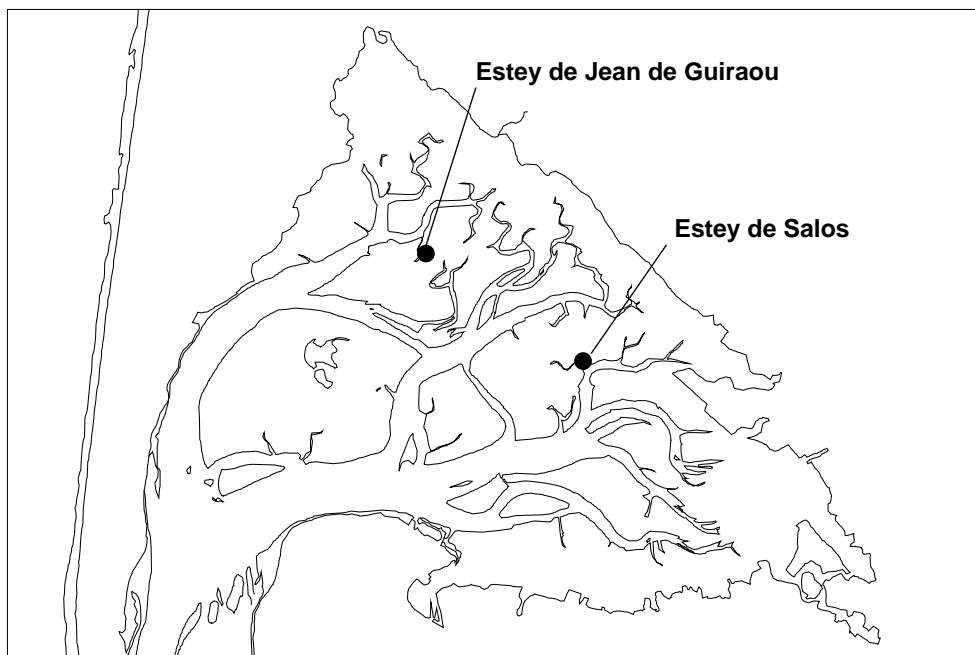


Figure 27 : Localisation des stations de mesures du relargage en conditions d'émersion

Les mesures (température, salinité, oxygène dissous, vitesse du courant) et les prélèvements d'eau (destinés à l'analyse des nutriments) débutaient lorsque l'eau affleurait la zone intertidale située autour de l'estey (environ PM + 3 heures). Nous avons estimé qu'à partir de ce moment-là tout enrichissement de la concentration en nutriments était dû à la libération des substances contenues dans les sédiments du bassin versant de l'estey considéré. Ces opérations étaient ensuite répétées **toutes les 15 à 30 min**, jusqu'à la renverse du courant (début du flot).

Au cours de l'expérience, un profil de la section de l'estey était dressé. Lors de chaque prélèvement, la mesure de la hauteur d'eau en un point repéré sur ce profil était effectuée, de manière à calculer par la suite la section mouillée de l'estey (mesures au planimètre, sur un schéma de la section). Les débits (volume d'eau par unité de temps) étaient ensuite calculés en multipliant la section mouillée de l'estey par la vitesse du courant.

Ce type d'expérience a été réalisé avec une fréquence trimestrielle (été et automne 1992 - hiver et printemps 1993), pendant des marées descendantes du matin (forts coefficients). Au printemps 1993, l'expérience a été prolongée jusqu'à la basse-mer nocturne dans l'estey de Salos (Tableau 32).

Date	Basse-mer	Renverse du courant		Coefficient	Section mouillée minimale de l'estey (m ²)	
		Sal	JdG		Sal	JdG
28.08.92	12h29	13h15	13h05	106	0,52	11,90
12.11.92	12h30	13h00	13h10	87	1,60	18,10
10.02.92	14h02	14h30	14h15	104	0,90	9,30
3.06.93	11h18		11h40	86		19,80
4.06.93	12h06	12h30		93	0,35	
4.06.93	0h32	01h15		92	0,09	

Tableau 32 : Paramètres généraux aux différentes dates de prélèvements

Après le dosage des sels nutritifs⁶ dans les échantillons, le flux de nutriment a été calculé en multipliant le débit moyen par la concentration moyenne en nutriment, pour chaque intervalle de temps compris entre deux prélèvements (t → t+1) entre l'instant où l'estran émerge (environ PM+3h) et la basse-mer.

Concentration moyenne entre deux prélèvements = $[(C_t + C_{t+1}) / 2] - C_{t0}$

C_{t0} = concentration en nutriment au début de l'émergence de l'estran

C_t = concentration au temps t

C_{t+1} = concentration au temps t+1

Débit moyen entre deux prélèvements = $(D_t + D_{t+1}) / 2$

D_t = débit au temps t

D_{t+1} = débit au temps t+1

Ces flux étaient ensuite sommés de façon à obtenir un flux total par marée et par estey. Nous avons ensuite tenté d'estimer le flux total journalier puis annuel provenant de ce drainage.

Dans un premier temps, nous avons divisé les flux mesurés dans chacun des deux esteys par la surface de leur bassin versant, afin de rapporter ces flux à l'hectare d'estran concerné par ce drainage.

Il était ensuite nécessaire d'apporter un certain nombre de corrections à ces données brutes, afin de prendre en compte les variations spatiales et temporelles de ce relargage.

Pour des raisons physiques, **le drainage des zones intertidales au cours de la basse-mer est variable en fonction de leur hypsométrie**. En effet, plus l'estran présente une cote élevée par rapport au zéro des cartes marines, plus l'eau d'imbibition contenue dans ses sédiments aura tendance à s'écouler pendant la fin du jusant. Il s'agissait donc de prendre en compte cette différence. A partir de l'hypsométrie d'estran par télédétection (DGO - Université Bordeaux I), nous avons estimé que les deux sites choisis pour ces mesures sont, du point de vue de leur hypsométrie, représentatifs pour

⁶ Dans tous les cas, les analyses ont été effectuées sur une chaîne SKALAR.

chacun d'entre eux de la moitié de la zone intertidale du Bassin (au total, 10 427 ha). De ce fait, pour calculer la quantité de nutriments relarguée journalièrement, nous avons multiplié les flux par hectare et par marée de chacun des deux types d'estey par la moitié de cette superficie totale d'estrans et sommé les deux valeurs obtenues.

Nos expériences n'ont été réalisées que lors de **marées de fort coefficient**, pendant lesquelles le drainage au cours de la basse-mer est maximal. Afin d'étendre ces résultats à la totalité d'un cycle de marée (morte eau → vive eau), nous avons décidé de diviser par 2 les données de flux obtenues.

3.2.3.3 Résultats et discussion

3.2.3.3.1 Analyse des sédiments

A l'occasion de cette étude, un certain nombre de dosages des nutriments dans l'eau interstitielle des sédiments de la Baie ont été réalisés afin de calculer les flux théoriques de sels nutritifs. Confrontés avec d'autres résultats acquis en 1986 dans différents biotopes intertidaux du Bassin (Tableau 33), ils permettent de faire quelques observations intéressantes.

Il n'existe pas de relation entre la granulométrie du sédiment et son contenu en ammonium et en phosphate, ni au printemps, ni en été. Ces observations vont à l'encontre de ce qui a été observé dans d'autres baies, dans lesquelles les sédiments vaseux contiennent plus d'ammonium et de phosphate que les sables (Blackburn et Henriksen, 1983, Pollehne, 1986). Néanmoins, il faut remarquer que le sédiment vaseux infratidal du chenal du Courbey présente, aux deux saisons, les teneurs en ammonium les plus élevées. De plus, on peut noter que **les concentrations en NH_4^+ sont ici relativement élevées**⁷. Elles sont supérieures à celles qu'ont mesurées Feuillet-Girard *et al.* (1988) dans des zones ostréicoles du bassin de Marennes-Oléron et du même ordre que les teneurs maximales observées par Pollehne (1986) dans les sédiments vaseux de la Baie de Kiel (Allemagne). Cette particularité s'explique peut-être par l'omniprésence des débris de zostères dans tous les types de sédiments du Bassin (Auby *et al.*, 1987). Comme l'a mis en évidence Durin (1991) (cf chapitre 3.2.2.), ces phanérogames libèrent, au cours de leur décomposition, de grandes quantités d'ammonium et de phosphate. A cet égard, il faut remarquer que les sédiments peu profonds du Lac Grevelingen (Kelderman, 1984) (où les herbiers de zostères sont également bien développés) présentent des teneurs en ammonium et en phosphate assez comparables à celles qui ont été mesurées dans les sédiments du Bassin.

D'une manière générale, les sédiments sableux renferment plus d'azote minéral sous forme oxydée ($\text{NO}_3 + \text{NO}_2$) que les vases. Ce phénomène s'explique par la meilleure oxygénation des substrats sableux et l'importante bioturbation due à la macrofaune endogée.

⁷ Il faut, toutefois, souligner que la quantité de nutriments que l'on retrouve dans l'eau extraite des sédiments dépend, en grande partie, de la technique d'extraction, ce qui rend les comparaisons un peu délicates.

Entre le printemps et l'été, la teneur en ammonium évolue différemment selon les stations, sans que l'on puisse rattacher cette évolution à la nature du sédiment. Au contraire, dans tous les cas, la teneur en phosphate des sédiments augmente entre ces deux saisons.

Les concentrations en ammonium sont peu différentes dans les prélèvements réalisés en 1986 et en 1992. Par contre, les teneurs en phosphate semblent avoir quelque peu diminué entre ces deux années.

Station	Sédiment	NH ₄ (μmol/l)		NO ₃ + NO ₂ (μmol/l)		PO ₄ (μmol/l)	
		printemps	été	printemps	été	printemps	été
Courbey	vase	372,8	420,0	6,0	3,9	0,1	7,9
Eyrac	sable	323,7		14,3		2,6	
Garrèche	vase	162,0	197,7	7,0	7,0	3,4	11,6
Touillet	sable	204,2	286,7	13,1	6,9	0	6,8
Marache	vase	356,3	202,1	4,6	14,9	0,3	6,8
S1	sable	245,3	331,9	210,7	110,5	46,5	52,5
S2	sable	564,4	18,9	76,6	351,6	0,9	34,8
Pa 1	vase	117,2	136,6	45,6	92,3	6,6	15,5
Pa2	vase	17,8	13,9	5,0		3,0	42,9
Pa3	vase	14,4	108,3	4,2	24,2	7,9	33,7
He1	vase	9,4	65,5	7,6	48,7	16,0	23,9
He2	vase	327,7	52,2	21,0	34,0	1,9	31,4

Sédiments échantillonnés en 1986

S : substrats intertidaux sableux

Pa : parcs à huîtres

He : Herbiers de *Zostera noltii* :

Tableau 33 : Concentration en nutriments dans l'eau interstitielle des sédiments.

3.2.3.3.2 Relargage en conditions d'immersion

Les flux de nutriments mesurés aux cours des expériences et calculés à partir des concentrations de l'eau interstitielle sont réunis dans le tableau 34.

Dans un certain nombre de cas, les flux mesurés dans les deux cloches sont relativement différents. Une telle variabilité du relargage a déjà été soulignée par d'autres auteurs, notamment Nixon *et al.* (1980), Ullman et Sandstrom (1987) et Vidal *et al.* (1989). Elle peut être attribuée aux effets de la faune benthique présente dans le sédiment recouvert par les enceintes. En effet, la présence de macrofaune intervient sur le relargage des nutriments à plusieurs niveaux : excrétion, bioturbation, mouvements de l'eau interstitielle (Aller, 1980; Christensen *et al.*, 1984; Yamada et Kahama, 1987). Pour cette raison, afin d'intégrer la variabilité de la répartition de la faune à

l'intérieur du sédiment, la plupart des auteurs utilisent un assez grand nombre de cloches (généralement de 3 à 6). Malgré cette variabilité, on peut relever certaines tendances.

		Flux mesurés ($\mu\text{mol}/\text{h.m}^2$)				Flux calculés ($\mu\text{mol}/\text{h.m}^2$)		
		NO3	NO2	NH4	Urée	NH4	Urée	PO4
Courbey	mai	+1,9 -5,3	-178,2 -174,2	-0,7 +30,5	-33,2 +42,2	-6	-40,3	+1,3
	août	-3,4 +5,3	-2 +2,3	-17,1 +322,0	+31,6 +47,3	-25,1	-62,5	+4,4
	octobre	+56,3 +58,5	+7 +5,5	-49,9 -78,1	+19,2 -2,1			
Eyrac	mai	-10,8 -2,8	-3,6 +1,1	-60,9 -43,4	-92,8 -64,9	-115,6	-28,7	+95,9
	août	+19,1 -31,3	-3,5 -1,7	+121,7 +48,1	+33,1 -5,4			
	octobre	-22,4 +43,3	+8,1 +47,7	+8,1 +32,7	+64,9 +7,1			
Garrèche	mai	-7,8 +9,8	0 -4,8	-3,2 +5,7	+10,8 +61,9	+4,0	-12,1	+4,1
	août	+9,9 +21,1	-1,1 +1,5	+26,0 +70,6	-7,8 -5,2	+114,7	-13,5	-5,1
Touillet	mai	+1,4 +17,3	+4,5 +5,8	-14,5 +0,9	+15,3 +53,0			
	août	+6,1 +11,5	+0,6 +6,6	+18,2 +10,0	-3,2 -5,8			
Marache	mai	+5,1 -43,9	+28,1 +30,8	+29,2 +30,5	+44,4 +44,9	-38,7	-54,7	+5,6
	août	-326,2 +11,8	-17,6 +7,2	+8,7 +7,4	+4,9 +36,5	-94,2	-9,7	+9,0
Moyenne (ES)	mai	-3,51 (5,21)	-29,5 (24,83)	-2,59 (9,7)	8,16 (17,00)	-39,7 (27,09)		26,72 (23,06)
	août	37,62 (32,40)	-0,77 (2,18)	61,56 (31,52)	13,68 (6,64)	-1,53 (61,44)		2,73 (4,15)

Tableau 34 : Flux de nutriments mesurés et calculés du sédiment vers l'eau.

Ammonium : En dépit du fait que les concentrations en ammonium soient relativement élevées dans les sédiments du Bassin, les flux en cet élément mesurés au cours de ces expériences ne sont pas particulièrement importants si on les compare avec les valeurs rassemblées dans le tableau 35. Il faut rappeler ici que les expériences concernant les sédiments arcachonnais ont été réalisées dans des enceintes transparentes et qu'il n'est pas exclu que la microflore benthique ait absorbé une

partie de l'ammonium relargué par les sédiments. Seules les stations infratidales présentent, pendant l'été, des valeurs de flux relativement élevées (Eyrac : +121,7 $\mu\text{mol./h/m}^2$; Courbey : +322 $\mu\text{mol./h/m}^2$). C'est également dans les sédiments infratidaux que Vidal *et al.* (1989) observent les relargages d'ammonium les plus importants. Par contre, on n'observe pas de relation évidente entre la nature du sédiment et l'intensité du relargage d'ammonium.

Les flux d'ammonium s'élèvent de façon notable entre le printemps et l'été, ainsi que l'ont déjà observé d'autres auteurs (Nowicki et Nixon, 1985; Boucher et Boucher-Rodoni, 1988; Vidal *et al.*, 1989). Si l'on considère l'ensemble des stations, la tendance est plutôt à la fixation d'ammonium dans le sédiment au printemps, ainsi qu'en automne, dans le chenal du Courbey.

On peut observer qu'il n'existe pas d'accord entre les flux d'ammonium mesurés et ceux calculés, au contraire de ce qu'avaient observé Sornin *et al.* (1990) dans des claires ostréicoles. Vidal (1988) a observé une discordance de ce type, pour le phosphate, dans les sédiments de la Baie du Fangar (Espagne). Comme cet auteur, on peut penser que dans des milieux où la faune benthique est abondante, les processus de relargage sont plus directement conditionnés par les événements biotiques qui se produisent dans le sédiment ou à son interface que par un simple gradient chimique.

Autres formes de l'azote: Les flux de nitrate et nitrite sont généralement plus faibles que les flux d'ammonium, comme l'ont observé d'autres auteurs (Nowicki et Nixon, 1985, Boucher et Boucher-Rodoni, 1988; Vidal *et al.*, 1989). Comme pour l'ammonium, ces flux ont tendance à s'élever du printemps à l'été. C'est également le cas pour l'urée.

Phosphate : Les concentrations en phosphate dans les incubateurs sont, dans tous les cas (début et fin des expériences), inférieures au seuil de détection de la chaîne SKALAR utilisée pour les dosages. Pour cette raison, il est impossible de savoir s'il existe un relargage effectif de cet élément du sédiment vers la colonne d'eau.

Il faut remarquer que les concentrations en phosphate de l'eau interstitielle sont moins élevées en surface du sédiment que dans la couche un peu plus profonde. De ce fait, le flux théorique de phosphate du sédiment vers l'eau est positif. Etant donnée la forte concentration en fer des sédiments du Bassin (Stal *et al.*, 1994), il est probable que ce phénomène s'explique en grande partie par le fait que la solubilisation du phosphore est favorisée dans les couches anoxiques (inférieures) du sédiment, tandis qu'en surface, les conditions oxiques conditionnent son maintien sous forme particulière (cf chapitre 3.2.1.). Malgré ce gradient apparemment favorable au relargage du phosphate, il est donc possible que ce phénomène soit très limité lorsque les sédiments sont immergés.

Localisation	Flux ($\mu\text{mol} / \text{h.m}^2$)		Auteurs
	Ammonium	Phosphate	
Long Island Sound (U.S.A.)	-41,7 ; +33,3		Aller et Benninger (1981)
Yangtse River (Chine)	-108,3 ; +458,3		Aller <i>et al.</i> (1985)
Baie de Morlaix (France)	+51,0 ; +369,0		Boucher et B.-Rodoni (1988)
Potomac River (U.S.A.)	-129,2 ; +1083,3	-25,0 ; +166,7	Callender et Hammond (1982)
Narragansett Bay (U.S.A.)	+37,5 ; +750	+6,7 ; +320,8	Elderfield <i>et al.</i> (1981)
North Caroline (U.S.A.)	0,0 ; +458,3	-2,0 ; +45,8	Fischer <i>et al.</i> (1982)
Marais salés atlantiques (France)		+100,0 ; +1270	Gouleau (1988)
Bay of Fundy (Canada)		+92,0 ; +288,0	Helder et Andersen (1987)
Mer des Wadden (Hollande)		-50 ; +887,0	Helder et Andersen (1987)
Bowling Green Bay (Australie)	-6,6 ; +73,1	-1,0 ; +1,2	Ullman et Sandstom (1987)
Golfe de Fos (France)	+3,5 ; +366,0	-3,2 ; +116,2	Baudinet <i>et al.</i> (1989)
Baie des Alfaques (Espagne)			
Sable intertidal	-20 ; +80		Vidal <i>et al.</i> (1989)
Vase intertidale	+5 ; +150		
Vase infratidale	+5 ; +270		

Tableau 35 : Flux de nutriments mesurés dans des enceintes hémisphériques au niveau de différents types de sédiments.

3.2.3.3.3 Relargage lors du jusant

Les variations des concentrations en nutriments dans les esteys sont représentés sur les figures 28, 29 et 30. Par ailleurs, les tableaux 36, 37, 38 et 39 rassemblent les calculs de flux de nutriments dans les deux esteys au cours des différentes séries de mesures et l'extrapolation de ces flux à l'ensemble de la zone intertidale.

Jean de Guirau

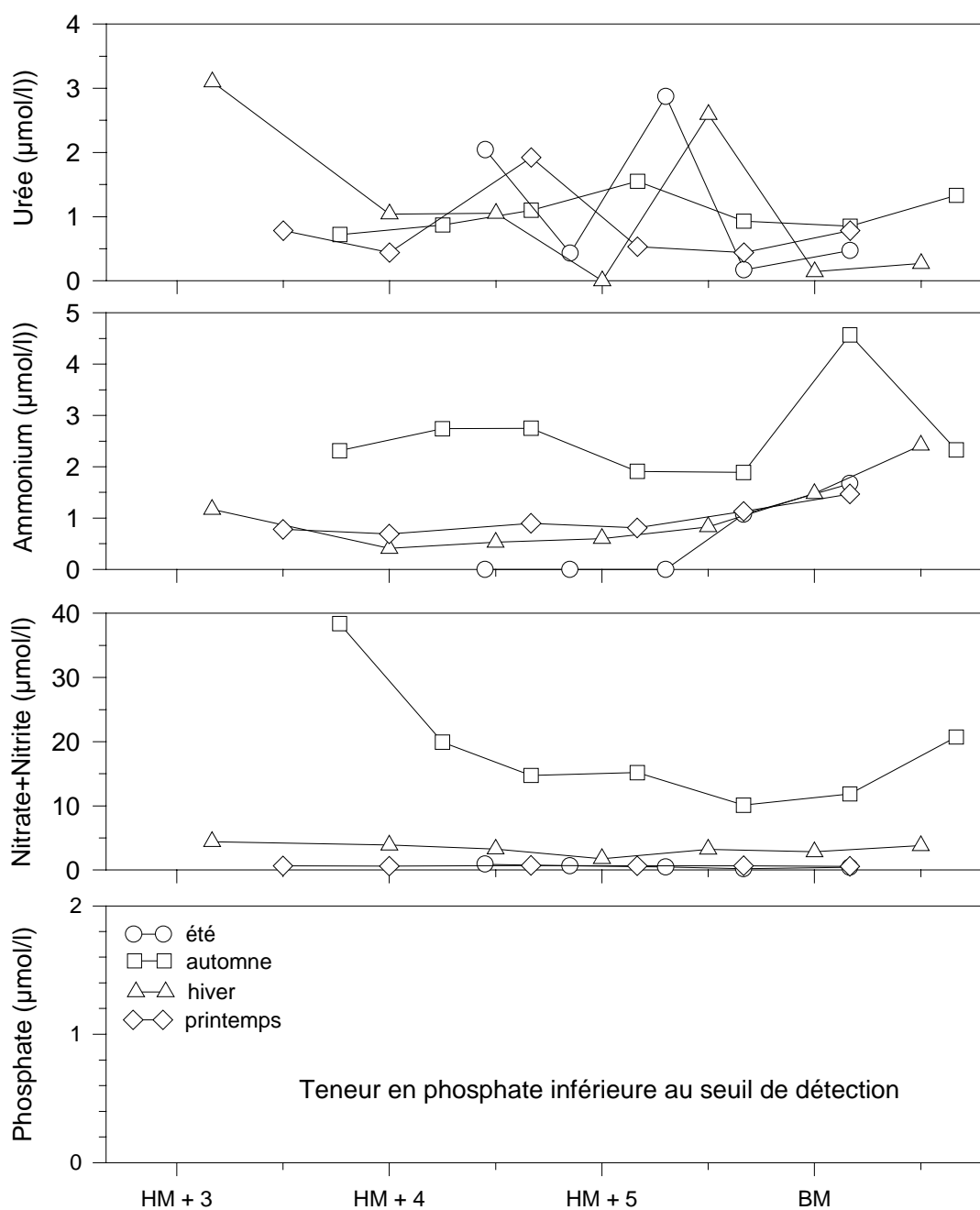


Figure 28 : Concentrations en nutriments dans l'estey de Jean de Guirau pendant les trois dernières heures du jusant, aux quatre saisons.

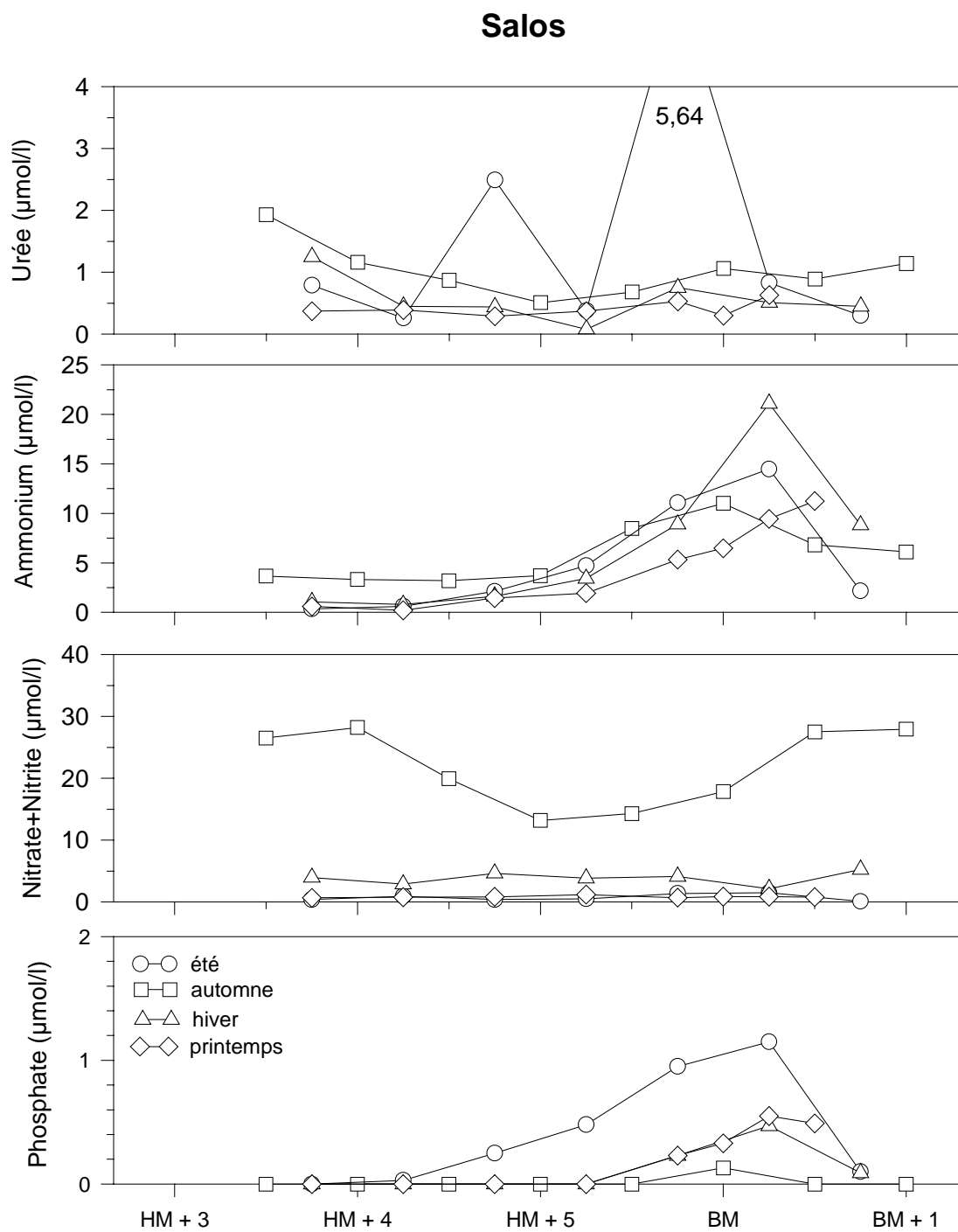


Figure 29 : Concentrations en nutriments dans l'estey de Salos pendant les trois dernières heures du jusant, aux quatre saisons.

Salos - Printemps

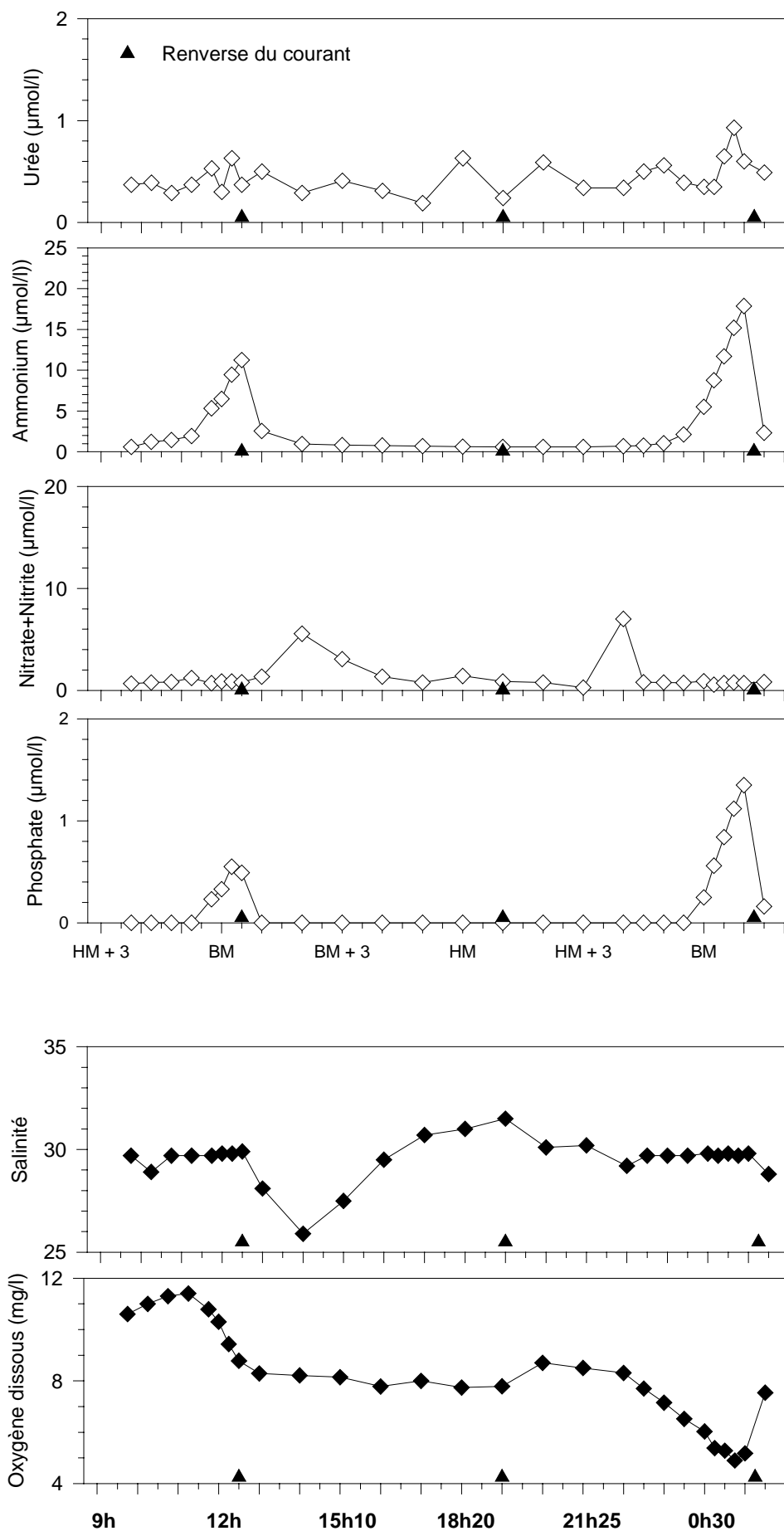


Figure 30 : Concentrations en nutriments dans l'estey de Salos au printemps (cycle jour - nuit)

		Flux (g) par marée étudiée						
	Temps		Urée	NH ₄	NO ₃	NO ₂	NI total	PO ₄
ETE	3h	Sal	111,28	409,28	77,62	44,06	531	141,98
	2h	JdeG	0	50,66	0	0	50,7	0
AUTOMNE	3h	Sal	0	97,86	80,307	1,44	179,6	0,39
	2h	J de G	462,3	456,6		34,9	953,8	0
HIVER	3h	Sal	0	405,63	18,80	0	429,1	17,19
	2h	J de G	53	180,7	0	187,7	421,4	0
PRINTEMPS	2h45	Sal jour	3,62	241,09	38,51	0,31	283,5	7,31
	3h	Sal nuit	66,73	391,16	0	0	457,9	22,93
	2h	J de G	840,6	182,7	68,05	0	1091,3	0

Tableau 36 : Flux de nutriments (g) par estey et par marée étudiée.

		Flux (g) par ha et par marée étudiée					
		Urée	NH ₄	NO ₃	NO ₂	NI total	PO ₄
ETE	Sal	6,53	24,03	4,55	2,59	31,17	8,34
	JdeG	0	1,25	0	0	1,25	0
AUTOMNE	Sal	0	5,74	4,71	0,08	10,53	0,02
	J de G	11,41	11,27	0	0,86	12,13	0
HIVER	Sal	0	23,82	1,10	0	24,92	1,01
	J de G	0	0,58	0	0	0,58	0
PRINTEMPS	Sal jour	0,21	14,16	0,21	2,26	16,63	0,43
	Sal nuit	3,92	22,97	0	0	22,97	1,35
	J de G	20,75	4,51	1,68	0	6,19	0

Tableau 37 : Flux de nutriments (g) par hectare, par estey et par marée étudiée.

Flux total (Kg) par jour					
	Urée	NH ₄	NO ₂ +NO ₃	NI total	PO ₄
ETE	80,9	394,5	74,2	468,7	172
AUTOMNE	118,7	265,1	58,7	323,8	0,48
HIVER	208	441,1	59,6	500,7	21
PRINTEMPS	237,3	360	29,2	389,2	18,4

Tableau 38 : Flux de nutriments (Kg) par jour, pour l'ensemble de la zone intertidale.

Flux total (tonnes) par an			
Urée	NH ₄	NO ₂ +NO ₃	PO ₄
29,4	44,4 - 66,6	10,1	4,8 - 9,7

Tableau 39 : Flux de nutriments (tonnes) par an, pour l'ensemble de la zone intertidale.

Urée : La teneur en urée présente des variations relativement chaotiques au cours de la marée descendante. Dans un certain nombre de cas, on observe de brusques augmentations de concentration en urée, qui se produisent d'ailleurs aussi bien lors de l'immersion que de l'émersion de la zone intertidale (Figure 30). En fait, les dosages réalisés dans les différentes strates du sédiment montrent que l'urée (produit d'excrétion de la faune) est principalement concentrée à la surface (zone oxygène du substrat), position qui facilite sans doute son lessivage lorsque l'eau transite sur les herbiers. Dans les deux esteys, cet élément présente une teneur maximale en été. Ce phénomène s'explique sans doute par le fait que le métabolisme de la faune est plus intense à cette saison ainsi que l'ont montré Boucher et Boucher-Rodoni (1988) dans le cas des huîtres. Par ailleurs, sans que l'on puisse expliquer pourquoi, le flux d'urée est généralement plus élevé à Jean de Guirou qu'à Salos. Le flux journalier total estimé d'urée varie, selon les saisons, entre 81 et 237 kg (Tableau 38)

Nitrate + Nitrite : Comme cela apparaît dans le chapitre 3.1.3., les formes oxydées de l'azote minéral sont apportées au Bassin principalement par les cours d'eau et dans des quantités d'autant plus importantes que les débits sont élevés. Pour cette raison, les concentrations en nitrate+nitrite sont maximales dans les deux esteys lorsque la salinité est la plus basse (en automne). A l'échelle d'un cycle de marée, l'influence de l'eau douce sur la concentration en ces éléments apparaît également très nettement. En effet, si l'on compare les fluctuations de la salinité et celles de la concentration en nitrate dans la figure 30, on constate que l'accroissement de concentration en nitrate au début du flot correspond à la pénétration dans l'estey d'une masse d'eau plus douce, sans doute fortement influencée par l'Eyre.

Au cours du descendant, on n'observe jamais d'enrichissement très net des eaux en nitrate et nitrite comme on pouvait s'y attendre en raison des faibles concentrations en ces nutriments mesurés dans les sédiments vaseux (Tableau 33). Les flux totaux journaliers en azote minéral oxydé (Nitrate+nitrite) varient entre 29 et 74 kg (Tableau 38).

Ammonium : Dans les deux esteys et à chaque saison, la concentration en ammonium augmente régulièrement au fur et à mesure que la marée descend. Cette augmentation est beaucoup plus nette et plus importante dans l'estey de Salos, sans doute en raison du fait que le drainage des couches profondes du sédiment y est plus important qu'à Jean de Guirou (gradient topographique supérieur). Contrairement à ce que nous avons observé dans les enceintes (chapitre 3.2.3.3.2.), le relargage de cet élément n'est pas maximal pendant la période chaude. En fait, même s'il est, à cette époque de l'année, fabriqué en plus grande quantité que pendant l'hiver (cf chapitres 3.2.1. et 3.2.2.), c'est aussi à cette époque que son utilisation par les producteurs primaires benthiques (zostères notamment) est maximale. Ce phénomène explique également que le relargage soit plus important (1,5 fois au printemps)⁸ lors des basses-mers nocturnes que pendant les marées diurnes. En effet, les

⁸ Nous avons attribué ce même coefficient à toutes les saisons pour estimer l'importance du relargage nocturne par rapport au relargage diurne.

végétaux utilisent l'azote principalement lorsqu'ils sont éclairés. Le même type d'observation a été, à maintes reprises, réalisé au cours de travaux utilisant des enceintes pour mesurer le relargage sédimentaire. Ainsi, les flux les plus forts sont mesurés, pour l'ensemble du Bassin, en hiver (441 kg d'ammonium relargués chaque jour) tandis que les flux minimaux seraient automnaux (265 kg par jour) (Tableau 38).

Phosphate : Comme nous l'avons spécifié dans le chapitre 3.2.1., la libération du phosphate adsorbé sur l'hydroxyde de fer est réalisée préférentiellement en conditions anoxiques. Pour cette raison, il n'est guère étonnant que les concentrations en phosphate soit plus élevées pendant l'été⁹, si l'on considère le cycle saisonnier, et pendant la nuit, si l'on s'intéresse au cycle journalier (Tableau 40).

Saison	Concentration minimale en O ₂ dans l'eau de l'estey de Salos (mg/l)	Concentration maximale en phosphate dans l'eau de l'estey de Salos (µmol./l)
Eté	6,8	1,15
Automne	8,3	0,13
Hiver	9,3	0,47
Printemps		
• jour	8,78	0,43
• nuit	4,9	1,35

Tableau 40: Comparaison entre la concentration minimale en oxygène dissous et la teneur maximale en phosphate dans l'estey de Salos, à marée descendante.

Il faut remarquer que les concentrations en phosphate n'atteignent jamais des valeurs aussi élevées dans les chenaux (chapitre 4).

A Salos, le flux de phosphate mesuré au printemps pendant la nuit est 3 fois plus important que pendant la journée .

Les flux de phosphate sont considérablement plus élevés en été (172 kg / jour) que pendant le reste de l'année (0 à 21 kg par jour) (Tableau 38).

Dans l'estey de Jean de Guiraou, le phosphate n'a jamais atteint de concentrations suffisantes pour être dosable sur la chaîne SKALAR.

⁹ Dans certaines zones du Bassin (sables à Arénicoles, zones infratidales confinées), la couche de sédiment oxydé en surface disparaît complètement pendant l'été.

3.2.3.3.4 Estimation de l'apport annuel de nutriments provenant du relargage sédimentaire

• Sédiments immergés

A partir de ces résultats très fragmentaires, il serait extrêmement prétentieux de prétendre calculer un bilan annuel des échanges entre la colonne d'eau et les sédiments du Bassin lorsqu'ils sont immergés. Les données acquises au cours de ces expériences préliminaires sont insuffisantes aussi bien du point de vue de leur fréquence temporelle que du nombre de réplicats. Nous ne disposons d'aucune mesure pendant les périodes nocturnes au cours desquelles le relargage est, *a priori*, plus élevé, que pendant les périodes diurnes. Par ailleurs, n'a pas été pris en compte ici le cas des parcs à huîtres (environ 1000 ha) alors que de nombreux travaux montrent que ces bivalves relarguent des quantités importantes d'azote et de phosphore minéral et organique (Boucher et Boucher-Rodoni, 1988; Dame et Libes, 1993).

Sachant que le flux total sera, pour ces raisons, sans doute sous-évalué, on peut néanmoins se livrer à quelques estimations correspondant notamment à la période estivale, époque à laquelle, en moyenne, les flux d'azote sont les plus élevés.

Si l'on considère que le flux horaire estival, lorsque les sédiments sont immergés, est, en moyenne, égal à 60 μmol de NH_4^+ (4 000 ha de chenaux immergés en permanence, 10 000 ha de zones intertidales immergées 12 heures par jour), **le flux journalier total d'azote ammoniacal s'élèverait à près de 1 800 kg**. Si l'on prend également en compte les autres formes d'azote dosés (nitrate, nitrite et urée), le flux d'azote total s'élèverait à environ **3 300 kg par jour d'été**.

A partir de ce type d'expériences, certains auteurs ont réalisé des bilans des flux annuels d'azote et de phosphore du sédiment vers la colonne d'eau dans des lagunes côtières relativement similaires au Bassin d'Arcachon (Tableau 41).

Localisation	Flux benthique annuel (N ou P en $\text{g}/\text{m}^2.\text{an}$)			Auteurs
	Ammonium	Nitrate	Phosphate	
Baie de Morlaix	18,9	-5.88		Boucher et B. -Rodoni (1988)
Potter Pond	6,3	-1,1	0,2	Nowicki et Nixon (1985)
Narraganset Bay	12,2	1,4	3,7	Nowicki et Nixon (1985)
Baie des Alfaques	10,8	-1,9	0	Vidal <i>et al.</i> (1989)

Tableau 41 : Estimation du flux benthique annuel d'azote et de phosphore dans différentes baies.

Il est intéressant de remarquer qu'en ce qui concerne l'azote, les valeurs estimées dans les différentes baies sont du même ordre de grandeur. Selon ces auteurs, de 35 à 50% de la production phytoplanctonique pourrait être soutenue par cette source d'azote. A titre indicatif, à partir de la moyenne de ces relargages, nous avons calculé de quel ordre pourrait être la quantité d'azote total libéré par les sédiments du Bassin lors de leur immersion. En appliquant ces valeurs à la superficie du Bassin, environ **990 tonnes d'azote** serait relarguées chaque année par les sédiments du Bassin lorsqu'ils sont immergés.

• Sédiments intertidaux émergés

L'estimation de l'apport annuel de nutriments par le drainage des estrans lors de la fin du descendant donne les résultats suivants :

- **77 tonnes d'azote minéral et 29,4 tonnes d'urée**
- **9,7 tonnes de phosphore minéral.**

3.2.3.4 Conclusion

Le relargage des nutriments contenus dans le sédiment, notamment l'ammonium et le phosphate, est important surtout pendant l'été, c'est-à-dire à une période de l'année où les apports en sels nutritifs par les cours d'eau sont réduits (cf chapitre 3.1). Ces processus participent au soutien d'une production primaire estivale, assurée notamment par les entéromorphes (dont *Enteromorpha clathrata*) et par le nanoplancton consommé par les larves d'huîtres creuses.

Alors que les échanges d'azote minéral entre les sédiments immergés et la colonne d'eau présentent une direction et une intensité variables selon les époques de l'année, dans les esteyes, ce relargage est toujours observé et relativement peu variable selon les saisons. Ce phénomène s'explique par les contraintes physiques imposées à l'eau interstitielle au cours de la fin du jusant. Il est d'ailleurs intéressant de remarquer que les esteyes et les bordures d'herbiers constituent des zones d'accumulation (donc, peut-être de croissance privilégiée) pour les *Monostroma*. Toutefois, au moins en été, il semble que l'azote est majoritairement relargué lorsque les sédiments sont immergés (environ 3300 kg contre 500 kg dans les 3 dernières heures de la marée descendante). A cette période de l'année, le flux de nutriments du sédiment vers l'eau est d'ailleurs supérieur aux apports des cours d'eau (Tableau 42). De même, si l'on considère les flux totaux annuels (avec toutes les restrictions relatives à nos calculs), les sédiments relargueraient environ dix fois plus d'azote en condition d'immersion (990 tonnes) que lors de l'émersion des zones intertidales (106 tonnes).

Au total, le relargage annuel d'azote minéral à partir du sédiment serait donc à peu près équivalent à ce qui est apporté par les cours d'eau.

A priori, le relargage de phosphate n'a lieu qu'au cours de la fin du descendant. Néanmoins, même limité à cette période du cycle de marée, **les apports annuels en phosphore minéral par cette voie seraient deux fois supérieurs à ceux qui sont mesurés dans les cours d'eau.**

Quoique ces résultats soient relativement impressionnants, il faut à nouveau rappeler ici qu'il est impossible de distinguer, au sein du stock de nutriments relargués, quelle part d'entre eux provient des sources externes quantifiées dans le chapitre 3.1. et qui, après un temps de séjour plus ou moins long dans le sédiment, serait relarguée dans l'eau. Pour cette raison, ces deux types d'apport ne peuvent, en aucun cas, être sommés pour calculer la quantité totale de nutriments disponibles pour les végétaux du Bassin.

Date	Station	NH ₄	NO ₂ NO ₃	Urée	PO ₄	Phos Tot
28.08.92	C. Porge	7.42	15.19	5.22	0	2.63
	Cirès	2.38	136.9	1.36	0	1.32
	Lanton	0.84	9.74	0.04	0	0.22
	Audenge	4.89	1.97	0.19	0	0.21
	C. Landes	1.75	6.73	0.42	0	0.88
	Eyre	17.3	979.07	21.2	2.1	22.41
Total	rivières	34.6	1149.6	28.4	2.1	27.7
Total	estey (1)	263.0	74.2	80.9	86.0	
	estey (2)	394.5	74.2	80.9	172.0	
12.11.92	Porge	88.22	217.74	82.32	0	90.02
	Cirès	12.59	1498.69	18.84	0	10.99
	Lanton	0.95	140.74	5.6	0	2.82
	Audenge	1.54	18.81	5.04	0	3.48
	C. Landes	33.06	43.71	4.69	0	6.38
	Eyre	87.78	8777.93	377.05	0	36.77
Total	rivières	224.1	10697.2	493.5	0	150.5
Total	estey (1)	176.7	58.7	118.7	0.24	
	estey (2)	265.0	58.7	118.7	0.48	
10.02.92	Porge	22.70	27.38	2.89	0	9.32
	Cirès	4.3	76.28	0.73	0	2.77
	Lanton	1.66	12.99	0.37	0	0.24
	Audenge	4.37	1.28	0.12	0	0.09
	C. Landes	14.44	4.87	2.87	0	4.54
	Eyre	91.53	1098.68	53.08	0	36.77
Total	rivières	139.0	1221.5	60.1	0	53.7
Total	estey (1)	294.1	59.6	208.0	10.5	
	estey (2)	441.1	59.6	208.0	21.0	
3.06.93	Porge	3.87	5.84	2.98	0.58	4.48
	Cirès	0.74	14.98	0.85	1.27	2.87
	Lanton	0.98	7.02	0.38	0.27	1.23
	Audenge	5.80	1.99	0.15	0.1	0.52
	C. Landes	8.01	2.74	0.47	1.58	3.2
	Eyre	71.32	1072.03	45.58	96.26	215.23
Total	rivières	90.72	1104.6	50.41	100.06	227.53
Total	estey (1)	240.0	29.2	237.3	9.2	
	estey (2)	360.0	29.2	237.3	18.4	

Tableau 42 : Apport journalier (jours de mesure de relargage lors du jusant) par les rivières (kg de N ou de P)

4 Hydrologie du Bassin d'Arcachon

4.1 La circulation des eaux

La circulation des eaux conditionne le transport et la dilution des éléments dissous et particulaires à l'intérieur du Bassin et ainsi qu'entre le Bassin et l'Océan. A ce titre, comme l'ont montré les études portant sur les proliférations algales en Bretagne, elle détermine, dans une certaine mesure, la sensibilité des zones côtières à l'eutrophisation (Mauvais *et al.*, 1990). Menesguen et Salomon (1988), Piriou *et al.* (1989), grâce à un modèle mathématique de circulation des eaux, ont pu démontrer que la prolifération de macroalgues sur les côtes bretonnes n'est pas seulement déterminée par les apports de nutriments mais également par un hydrodynamisme spécifique conduisant à un piégeage de la masse d'eau littorale (courants de marée résiduels presque nuls). Le temps de résidence important de l'eau permet aux nutriments d'être en quasi-totalité disponibles pour une consommation par les macroalgues tandis que, dans le même temps, il n'y a que peu d'effet de chasse des algues vers le large.

Un modèle de circulation des eaux du Bassin d'Arcachon, mis au point par J.C. Salomon (IFREMER), est en cours d'exploitation et les résultats n'en sont pas encore disponibles. **Cependant il est évident que le caractère lagunaire du Bassin lui confère *a priori* une sensibilité particulière à tout phénomène d'eutrophisation. En effet, le renouvellement des masses d'eau lagunaires ne se fait que partiellement** (Bouchet, 1968) même si l'on ne peut pour le moment quantifier avec précision ce phénomène. Signalons cependant que l'incursion des eaux néritiques côtières paraît avoir régressé entre 1967 et 1992, au vu de l'évolution de la limite de répartition des peuplements benthiques caractéristiques des eaux du large (Figure 31) et de certaines espèces zooplanctoniques (Auby, 1993).

La circulation résiduelle des eaux est tributaire de la morphologie de la zone considérée (hypsométrie - bathymétrie). L'évolution de la morphologie interne du Bassin au cours de ces 20 dernières années est abordée dans une étude en cours réalisée par J. L'Yavanc (IFREMER), par comparaison des levés bathymétriques réalisée en 1972 par le LCHF (LCHF, 1973a, 1973b, 1973c), et en 1993 par J. L'Yavanc. Les premiers résultats fournis par cet auteur indiquent qu'il y aurait eu **engraissement des estrans situés entre Andernos et Arès** pendant cette période. Par ailleurs, Castaing *et al.* (1992) ont mesuré, entre 1957 et 1987, un **accroissement du volume total des chenaux** et, entre 1983 et 1987, un **développement des platiers** (sédimentation) **du Delta de l'Eyre**. Même si le marnage est resté identique entre 1972 et 1993 (J. L'Yavanc, comm. pers.), il n'est pas possible pour l'instant de préjuger de l'impact de ces éléments sur l'évolution du renouvellement des eaux des parties les plus internes du Bassin. La poursuite des travaux de J. L'Yavanc et la réalisation d'une thèse ayant pour thème l'influence de l'évolution des passes sur l'hydrodynamisme interne du Bassin, devraient permettre d'apporter des réponses plus précises à ces

questions. Même si une diminution de l'hydrodynamisme de la Baie au cours de ces dernières années n'était pas démontrée, le Bassin d'Arcachon est et restera une zone dont les masses d'eaux les plus internes se renouvellent peu, et qui présente donc une sensibilité particulière à tout phénomène d'eutrophisation.

Par ailleurs, il est intéressant de signaler que divers travaux ont mis en évidence l'existence de deux sous-bassins dans la Baie, un sous-bassin Nord et un sous-bassin Sud trois fois plus important (CETE, 1978). Bouchet (comm. pers.) détermine une ligne de partage des eaux qui matérialise ces deux sous-bassins (Figure 31). Nous verrons ci-dessous (cf chapitre 4.2.) que les paramètres hydrologiques des eaux de ces deux zones rendent bien compte de cette distinction.

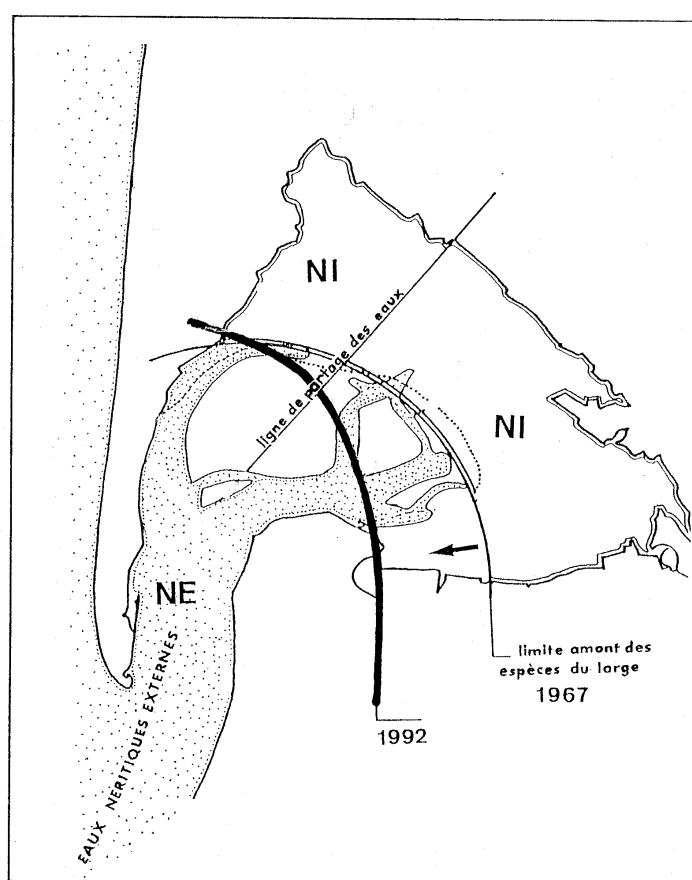


Figure 31 : Limites de répartition des espèces du large en 1967 et en 1992 (d'après Bouchet, sous presse).

4.2 Caractéristiques hydrobiologiques du Bassin d'Arcachon et leur évolution

4.2.1 Les observations

Les données présentées ici sont issues, d'une part, du Réseau National d'Observations (RNO) pour les années 1977 à 1981, d'autre part, du réseau hydrobiologique local de la station IFREMER d'Arcachon pour les années 1986 à 1993.

Le premier réseau (RNO) était constitué de 5 stations échantillonnées au fond et en surface, à une fréquence bimensuelle (mensuelle en 1981), tour à tour à l'étable de pleine mer ou de basse mer; le second (IFREMER) comporte 8 stations de surface (Figure 32), prospectées chaque semaine à la mi-journée, alternativement autour de la basse mer de vive eau et de la pleine mer, de morte eau. Les deux réseaux présentent en commun 5 stations qui peuvent faire l'objet d'une exploitation inter-annuelle sur une plus longue période. Les paramètres température, salinité, concentrations en sels nutritifs, chlorophylle a et matières en suspension sont utilisés pour caractériser les eaux du Bassin sur le plan hydrobiologique. Les dosages des pigments chlorophylliens sont effectués par fluorimétrie et les sels nutritifs sont analysés sur une chaîne automatique de type SKALAR en flux continu (CREMA - L'Houmeau). Nitrates et nitrites ne sont pas distingués, les nitrites présentant des concentrations très faibles, le plus souvent négligeables.

4.2.2 Température

Les stations les plus internes présentent une amplitude de variation des températures plus importante que celle des stations plus océaniques (effet tampon de la masse d'eau océanique). Ainsi, les températures minimales de Comprian varient de 3 à 7,7 °C, les maximales de 21,8 à 26,5 °C tandis qu'à la station Ferret, les minimales fluctuent de 5 à 9,1 °C et les maximales de 20 à 24 °C, soient 2 degrés en plus ou en moins (Annexe 10).

Un thermographe enregistreur à sonde, situé à la jetée d'Eyrac, permet d'exploiter une série de données plus longue sur la température des eaux de subsurface dans le chenal du Teychan. A partir de 1982, les moyennes annuelles des températures de l'eau sont toujours supérieures ou égales à la moyenne globale (calculée sur la série d'observations) (Figure 33). Ces observations correspondent à celles faites sur la température de l'air, à la même période, qui apparaît donc plus élevée que pour les périodes précédentes.

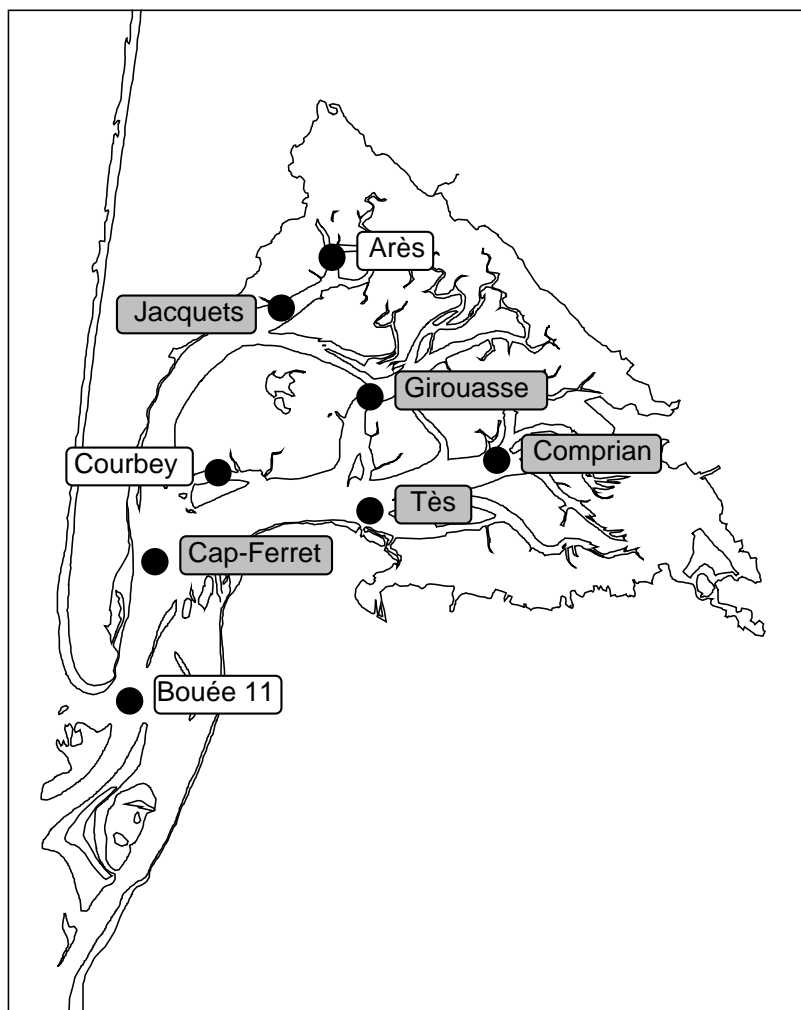


Figure 32: Stations de prélèvement des réseaux d'observations (en grisé stations communes au RNO et au suivi IFREMER Arcachon).

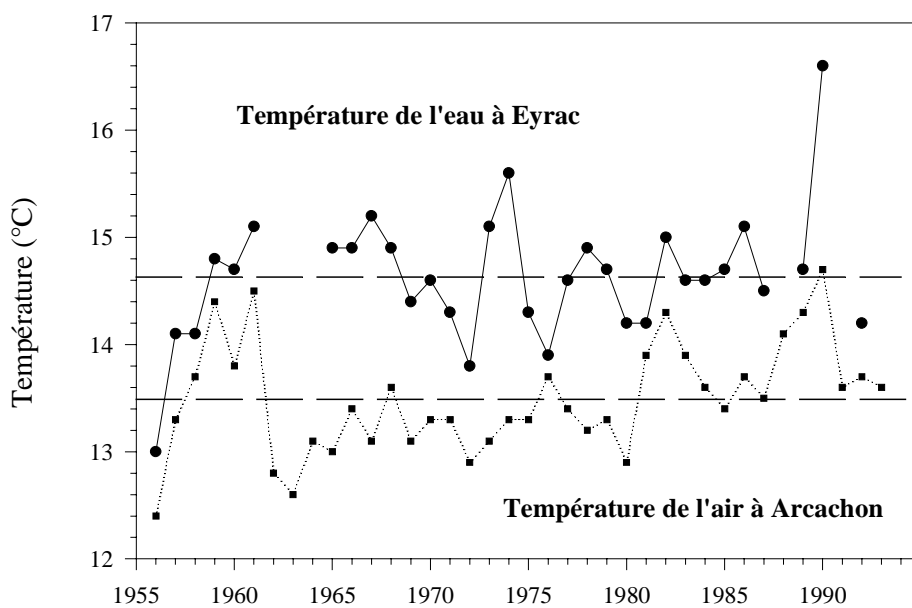


Figure 33 : Evolution des températures de l'air (Arcachon) et de l'eau (Eyrac).

4.2.3 Salinité

Les valeurs mesurées durant les seize dernières années fluctuent entre 25 ‰ et 35 ‰ pour les stations océaniques et entre 9 ‰ et 34 ‰ pour les plus continentales. La série temporelle des valeurs de la salinité de 1977 à 1993, en une station intermédiaire du Bassin située dans le chenal du Teychan (Tès), montre que les dessalures se produisent le plus souvent au cours du premier semestre de l'année, c'est-à-dire pendant les saisons hivernale et/ou printanière (Figure 34). Elles peuvent aussi intervenir à la fin de l'automne, mais plus rarement. Au cours de la période étudiée, aucune tendance particulière ne se dégage, en particulier à partir des années 80. La durée et l'intensité des dessalures permettent cependant de caractériser les différentes années. Ainsi, 1988 est-elle marquée par une forte baisse des salinités tout au long du premier semestre, alors que 1990 et 1993 présentent des salinités particulièrement élevées, tout comme 1992 (malgré une forte dessalure en fin d'année); les années 1989 et 1991 montrent des épisodes de dessalure d'intensité moyenne, la première au printemps, la seconde surtout en hiver. Si l'on rapproche ces observations de celles faites sur la pluviométrie locale, on constate qu'elles ne sont pas toujours en concordance. Les variations de salinité à l'intérieur de la baie sont liées principalement à celles des débits des cours d'eaux tributaires du Bassin qui recueillent les eaux de l'ensemble d'un bassin versant soumis à une pluviométrie sensiblement différente de celle du Bassin d'Arcachon.

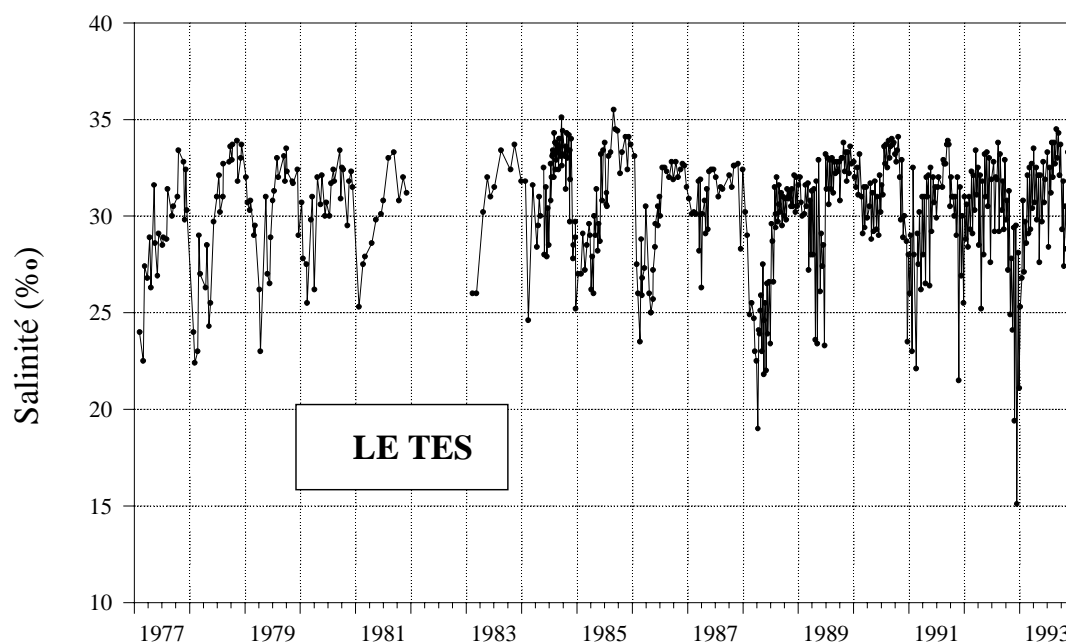


Figure 34 : Evolution de la salinité de surface à la station du Tès.

La relation entre la salinité à pleine-mer et le débit de l'Eyre a été étudiée à la station du Tès. Les dessalures observées sur la période 1988-1993 y surviennent avec un retard de sept jours sur les crues de l'Eyre et sont proportionnelles à leur intensité (Figure 35). Cette influence du régime des

cours d'eaux, observée sur l'ensemble des sites géographiques continentaux du Sud Bassin, n'a pu être étudiée aussi finement sur le Nord Bassin, les mesures journalières de débit du Canal du Porge n'étant disponibles qu'à compter de mars 1992.

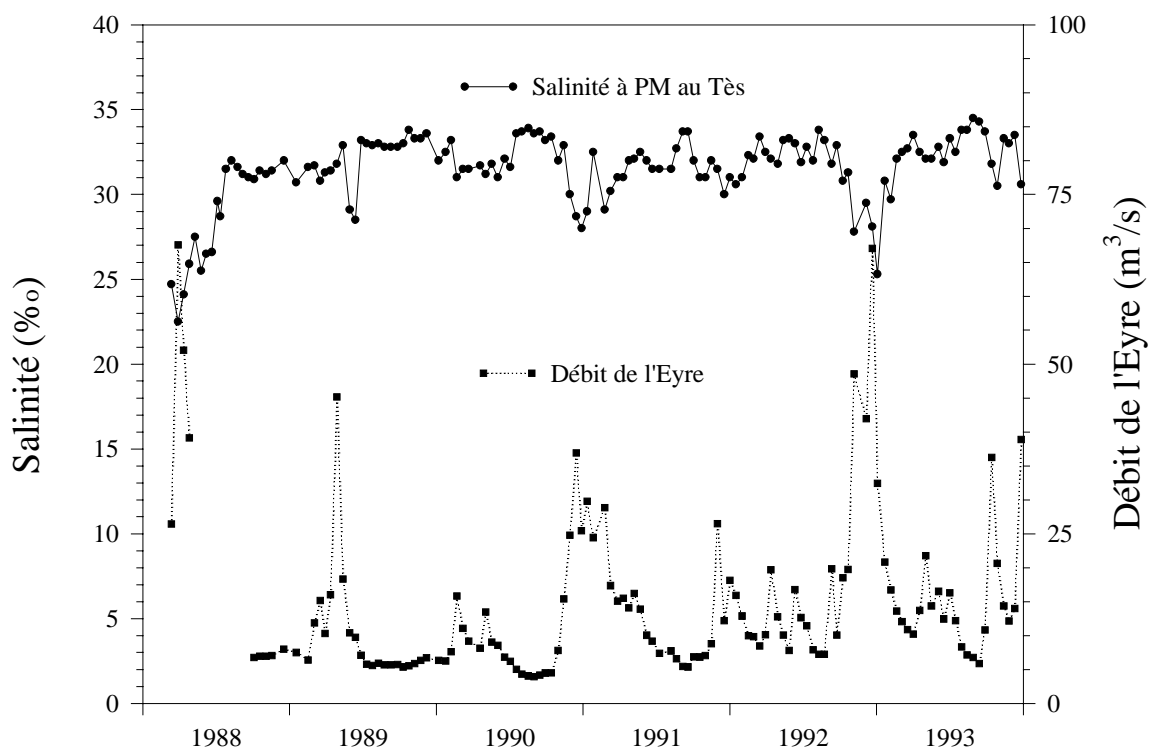


Figure 35 : Evolutions de la salinité de surface à la station du Tès à pleine mer et du débit de l'Eyre.

4.2.4 Diagramme T-S

Le diagramme des enveloppes de températures et de salinités pour la période 1988-1993 permet de classer les stations selon le gradient de confinement croissant suivant: Bouée 11, Cap Ferret, Girouasse, Tès et Jacquets, Arès, Comprian. Nous retrouvons un gradient correspondant à celui décrit par Robert et Guillocheau (1987) en 1984-1985. Les stations néritiques internes (Arès, Comprian) subissent les plus fortes variations annuelles de température et de salinité (Figure 36).

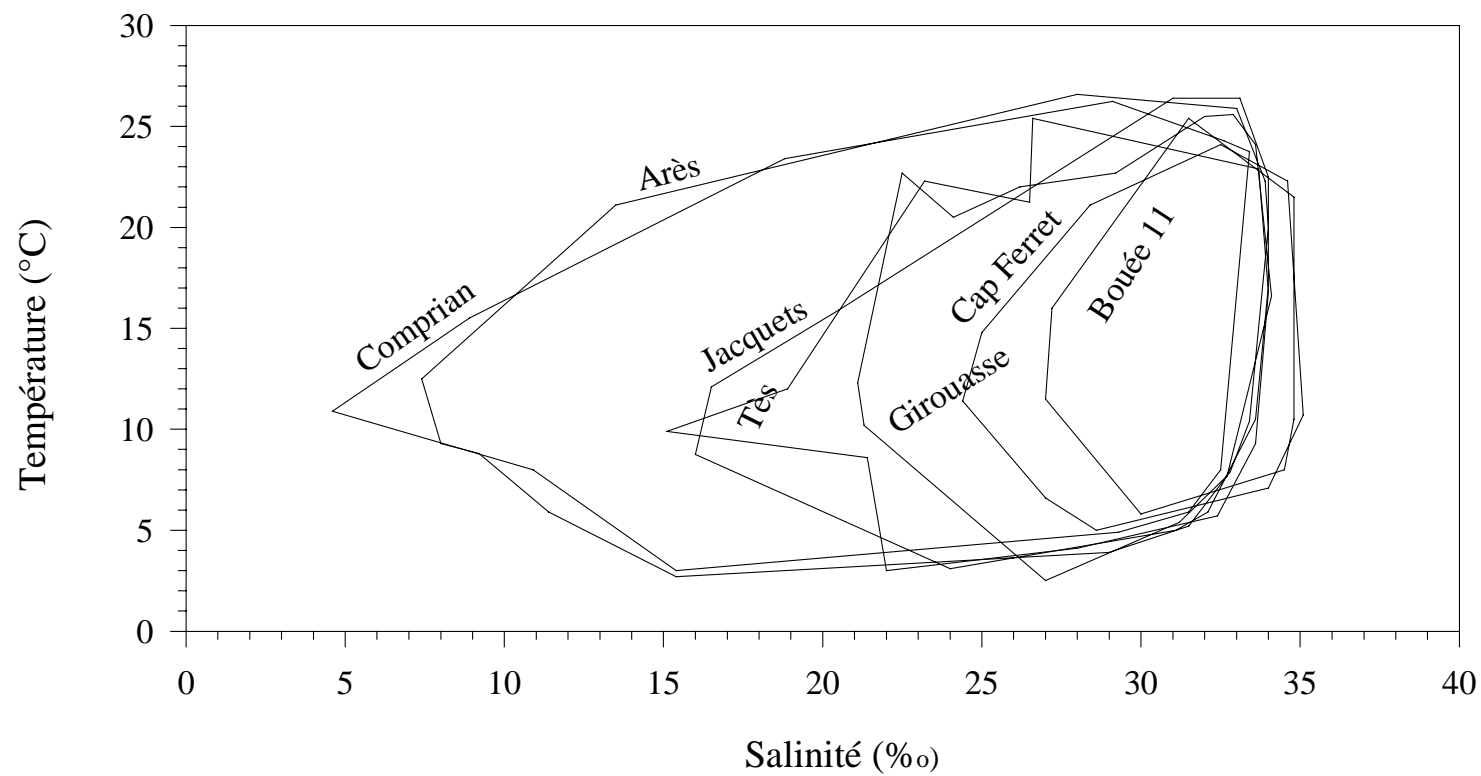


Figure 36 : Diagrammes Température Salinité (TS) des différentes stations (suivi IFREMER Arcachon) établis sur la période 1988-1993.

4.2.5 Nitrate - nitrite

Aspect géographique

Les concentrations en nitrate mesurées dans le Bassin d'Arcachon varient en moyenne entre 2-3 et 7-8 $\mu\text{mol/l}$, selon les stations, avec des maximums de 10, 25 et parfois plus de 50 $\mu\text{mol/l}$ selon les secteurs et les années. Ces fluctuations sont très étroitement liées à la salinité des eaux. Les concentrations les plus élevées s'observent donc pendant les périodes de crue des rivières (le plus souvent hiver, printemps) et dans les stations présentant les plus fortes dessalures, c'est-à-dire les plus internes (Figure 37). Cependant, cette relation n'est pas la même selon les secteurs géographiques. L'établissement des droites de régressions entre concentration en nitrates et salinité permet de déterminer l'ordonnée à l'origine correspondant à la concentration théorique de l'eau douce apportée dans ces secteurs. Cette représentation amène à distinguer deux zones (Figure 38) :

⇒ la zone Nord (Arès, Jacquets) où les droites présentent de faibles pentes et une ordonnée à l'origine inférieure à 25 $\mu\text{mol/l}$,

⇒ la zone Sud (Comprian, Le Tès) où les pentes plus fortes des droites conduisent à une concentration théorique de l'eau douce de plus de 50 $\mu\text{mol/l}$.

Les concentrations théoriques calculées correspondent bien aux concentrations effectivement mesurées dans les eaux des principales rivières s'écoulant dans ces deux secteurs, le canal du Porge et l'Eyre. A la station des Jacquets, la valeur un peu plus forte obtenue à l'ordonnée à l'origine de la droite peut être mise en rapport avec les eaux du Cirès qui, bien que de faible débit, présentent des concentrations élevées en nitrate. Il apparaît donc que les différentes rivières conditionnent de façon prépondérante, tout au moins en période de crue, les teneurs en azote nitrique rencontrées dans les secteurs géographiques du Bassin où elles s'écoulent et qu'il n'y aurait que peu ou pas d'interférences entre ces zones.

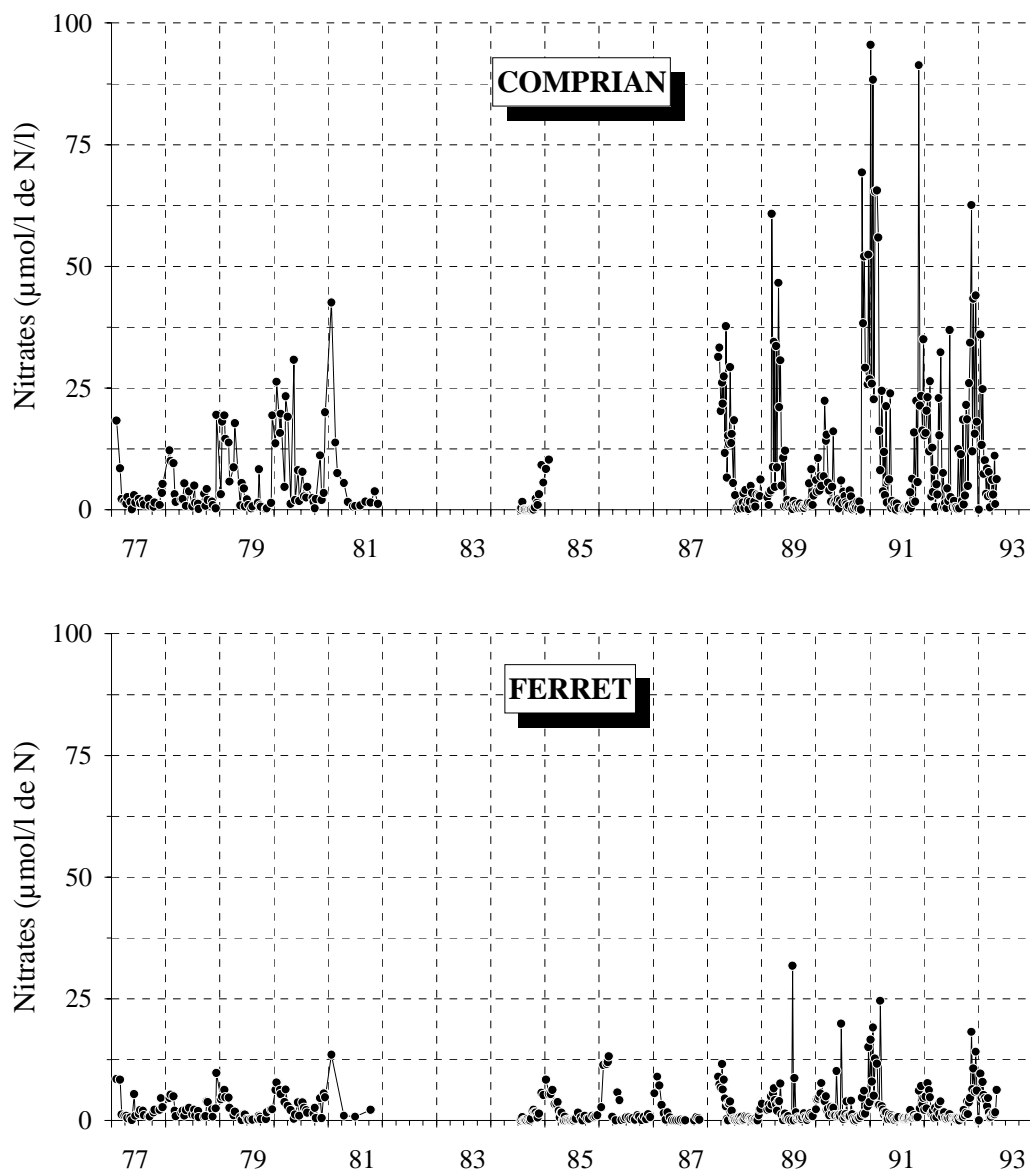


Figure 37 : Evolution des teneurs en nitrates aux stations de Comprian et du Ferret.

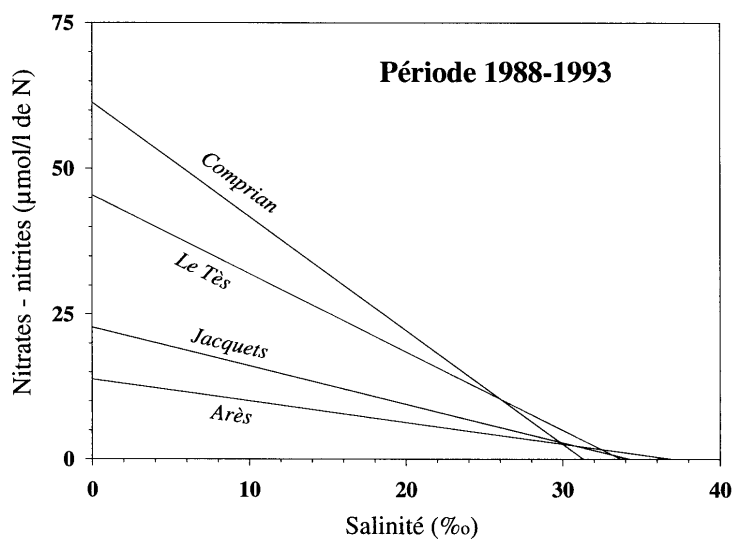


Figure 38 : Droites de régression salinité-teneur en nitrates sur la période 1988-1993.

Evolution inter-annuelle

La comparaison des moyennes annuelles des concentrations présentées dans le tableau 43 fait apparaître deux groupes. Le premier, constitué de stations océaniques ou continentales Nord Bassin, ne montre pas d'évolution au cours des quinze dernières années. Dans le second, correspondant à la zone néritique interne du Sud Bassin, les concentrations progressent fortement. Les concentrations moyennes des années 1990-1993 sont deux fois plus élevées que celles observées entre 1977 et 1981. La qualité des eaux de cette partie de la lagune évolue parallèlement à l'enrichissement en azote nitrique des eaux de l'Eyre.

<i>Années</i>	<i>n</i>	<i>FERRET</i>		<i>JACQUETS</i>		<i>TES</i>		<i>COMPRIAN</i>		<i>L'EYRE (RNB)</i>
		[C]	ES*	[C]	ES*	[C]	ES*	[C]	ES*	
1977	11	2.11	0.67	2.26	0.34	2.06	0.90	2.29	0.64	37.14
1978	11	2.90	0.80	3.35	1.57	2.17	0.61	4.18	1.75	39.29
1979	12	1.72	0.44	1.81	0.46	1.88	0.57	3.36	1.26	43.57
1980	12	3.10	0.64	2.75	0.71	3.89	0.99	4.37	1.43	65.00
1981	5	-----	----	1.40	0.36	2.84	0.90	3.00	1.23	52.86
1986	11	0.61	0.11	0.42	0.16	0.40	0.07	-----	-----	42.86
1987	19	1.61	0.62	2.18	0.87	2.33	0.74	-----	-----	65.71
1988	20	1.90	0.60	3.00	0.83	3.70	1.16	7.00	1.99	63.57
1989	21	3.80	1.48	1.70	0.42	1.80	0.50	3.10	1.07	91.43
1990	24	3.30	0.96	4.50	0.92	4.30	0.88	7.70	2.22	57.14
1991	23	2.70	1.06	2.90	0.77	3.40	0.93	8.40	2.75	82.14
1992	24	2.33	0.51	2.75	0.76	4.30	0.97	7.35	1.89	116.43
1993	23	1.88	0.48	3.62	0.99	5.36	3.97	4.19	1.14	81.43

* ES : erreur standard

Tableau 43 : Evolution des concentrations en nitrate+nitrite ($\mu\text{mol/l}$ de N)

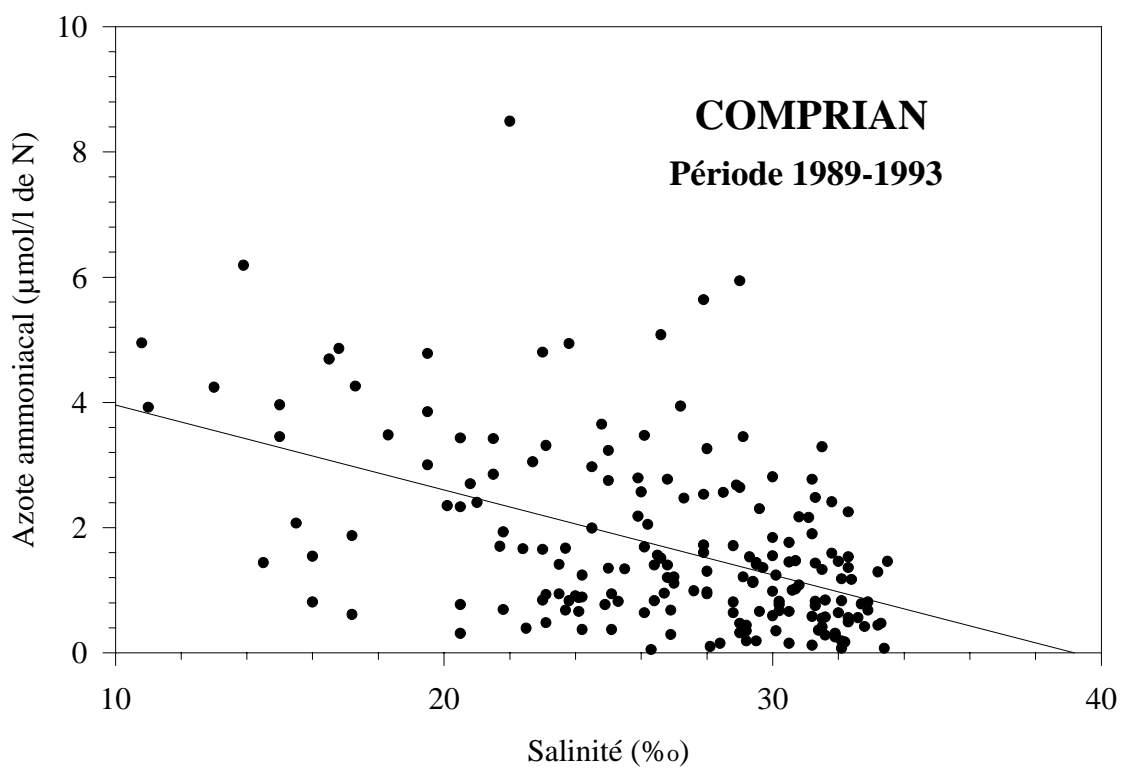
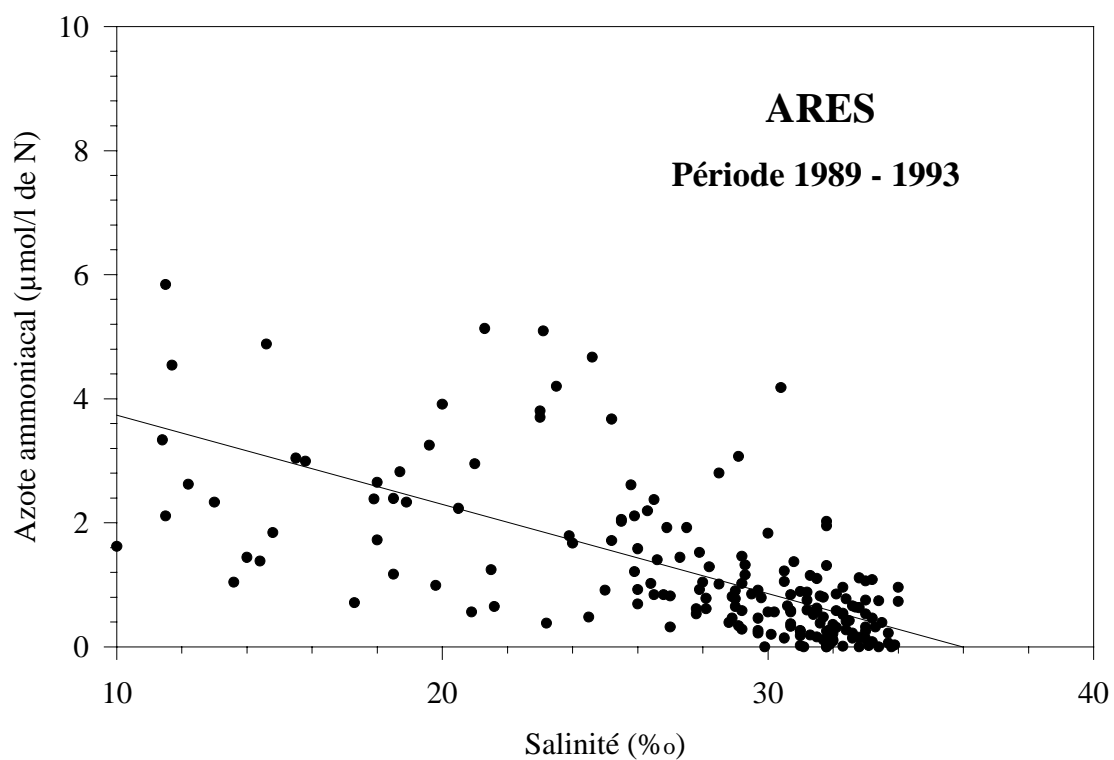


Figure 39: Droites de régression salinité teneur en ammonium aux stations d'Arès et de Compiègne (période 1989-1993).

4.2.6 Ammonium

Les concentrations en ammonium dans le Bassin sont dans l'ensemble assez homogènes, en moyenne voisines de $1 \mu\text{mol/l}$, et les maxima dépassent rarement $5 \mu\text{mol/l}$. Ces teneurs sont proches de celles d'eaux côtières non polluées, généralement inférieures à $1 \mu\text{mol/l}$ (Aminot et Chaussepied, 1983).

Comme le nitrate, ce paramètre varie en fonction inverse de la salinité. C'est pourquoi les stations d'Arès et de Comprian, plus soumises aux dessalures, présentent des concentrations un peu plus élevées (de 1 à $2 \mu\text{mol/l}$ en moyenne). La représentation des droites de régression entre la concentration en ammonium et la salinité ne conduit pas à distinguer deux zones comme nous l'avions fait pour le nitrate, les pentes des droites étant identiques (Figure 39). Ceci correspond bien au fait que les concentrations en ammonium des deux principaux tributaires concernés, le canal du Porge et l'Eyre, sont très voisines ($7 \mu\text{mol/l}$) (cf chapitre 3.1.3.).

Le cycle saisonnier d'évolution des teneurs en ammonium étant lié à celui des régimes des rivières, les valeurs maximales sont observées aux périodes de crues, principalement en hiver et/ou au printemps (Figure 40). Même si le recyclage des éléments nutritifs est très intense en été (cf chapitre 3.2.), il ne conduit pas à ce que les maxima soient observés à cette saison, tout au moins en surface.

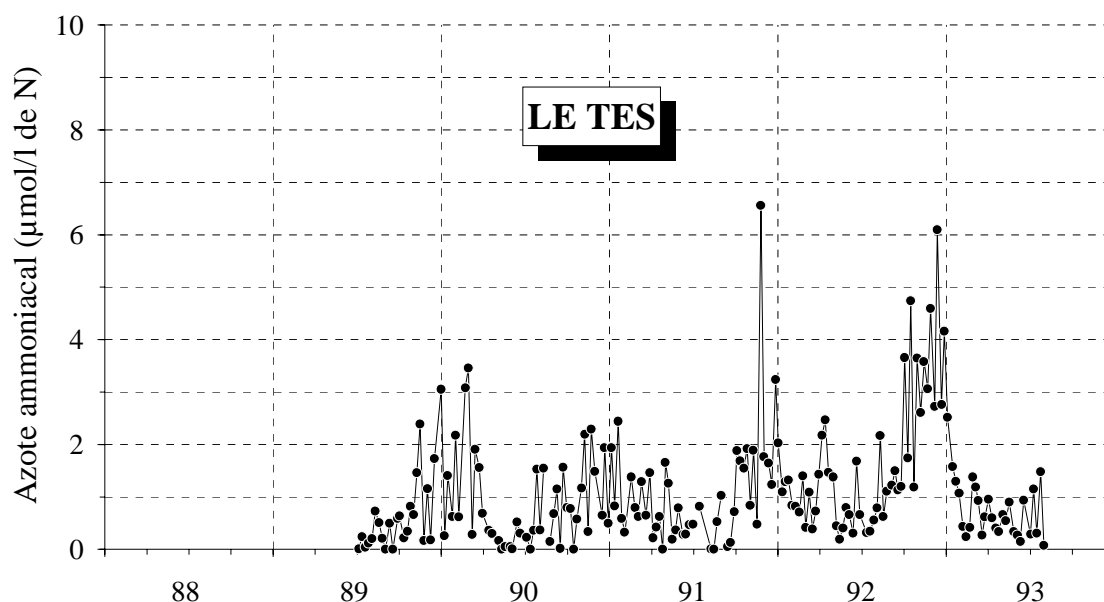


Figure 40 : Evolution des teneurs en ammonium à la station du Tès.

4.2.7 Phosphate

Comprises entre 0 et 1 $\mu\text{mol/l}$, les concentrations observées dans le Bassin au cours de la période 1977-1981 correspondent à celles relevées en eaux côtières non polluées (Aminot et Chaussepied, 1983). Les analyses que nous avons nous même effectuées par la suite rendent compte de valeurs le plus souvent nulles, vraisemblablement en liaison avec un seuil de détection trop élevé pour ce type de milieu. Ce n'est qu'à partir d'octobre 1993 que des analyses manuelles ont permis d'obtenir des résultats plus fins. Les concentrations obtenues restent relativement faibles, du même ordre que celles du RNO (en moyenne 0,2 $\mu\text{mol/l}$).

4.2.8 Comparaison des teneurs en sels nutritifs des eaux du Bassin avec celles d'autres sites

Dans le tableau 44 ont été rassemblées les teneurs en nutriments mesurées dans quelques sites européens où se produisent des proliférations (macro- ou micro-) algales. On peut constater que les eaux de la Baie de Lannion présentent des concentrations maximales particulièrement élevées par rapport aux autres zones côtières et ce aussi bien en ce qui concerne l'azote que le phosphore inorganiques. Par rapport aux autres sites, le Bassin d'Arcachon se distingue particulièrement par sa relative pauvreté en phosphate.

	Concentration dans l'eau de mer ($\mu\text{mol/l}$ de N ou de P)				Auteurs
	Période de mesure	Ammonium	Nitrate	Phosphate	
Angleterre Porthsmouth Langstone	Hiver - Eté Hiver - Eté	4 - 5 5 - 1	31 - 16 20,5 - 2		Soulsby <i>et al.</i> (1985)
Italie Lagune de Venise	Avril à août (maximum)	15	3,5	3	Sfriso <i>et al.</i> (1987)
Italie Sacca di Goro	(maximum) hiver (N) - été (P)	36		13	Viaroli <i>et al.</i> (1993)
Suède - Danemark Kattegat	Hiver eaux de surface	40		1	Cederwall et Elmgren (1990)
France Baie de Lannion	Avril à août (minimum - maximum)	1,4 - 127	1,5 - 379	3,5 - 205	Le Bozec (1993)

Tableau 44 : Concentrations de l'eau de mer ($\mu\text{mol/l}$ de N ou de P) dans quelques zones côtières

4.2.9 Chlorophylle a

Le cycle saisonnier du phytoplancton se caractérise par le développement généralisé d'une floraison printanière en liaison avec les augmentations du rayonnement journalier, des températures de l'air et de l'eau et des concentrations en sels nutritifs. Aucune relation simple chlorophylle a / rayonnement, chlorophylle a / précipitations n'a cependant pu être mise en évidence. L'intensité des maxima printaniers est très variable (Figure 41). Certaines années, les concentrations peuvent atteindre 10 à 15 $\mu\text{g/l}$ de chl a, comme de 1984 à 1986 et en 1989. D'autres années présentent un bloom printanier très réduit, voire inexistant (1977 à 1981, 1987 et 1991 à 1993). Quoiqu'il soit séduisant de mettre en relation la pauvreté phytoplanctonique et le développement des macroalgues au cours de ces dernières années, cette variabilité inter-annuelle ne permet pas une conclusion aussi rapide.

Le reste de l'année, les teneurs varient autour de 2 $\mu\text{g/l}$ avec, cependant, une floraison automnale, plus ou moins fugace, qui amène les concentrations à des valeurs comprises entre 2 et 5 $\mu\text{g/l}$ de chl a.

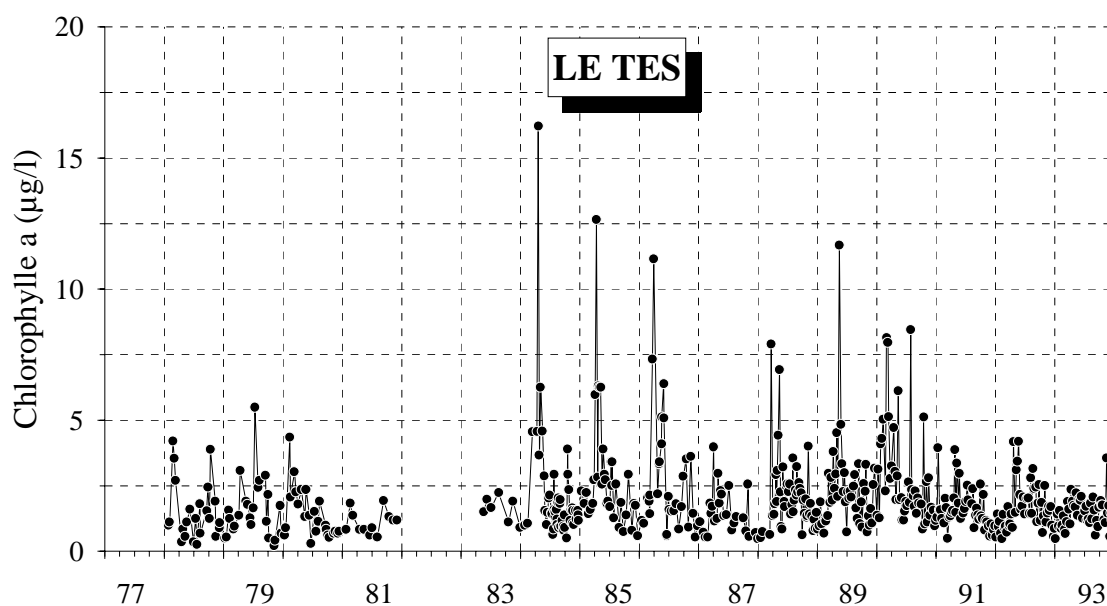


Figure 41 : Evolution des teneurs en chlorophylle a à la station du Tès.

4.2.10 Matières en suspension (MES)

La quantité de matières en suspension dans l'eau est soumise à de fortes variations temporelles dont l'alternance basse-mer / pleine-mer des prélèvements n'est pas seule responsable. Aucune corrélation entre les teneurs en matières en suspension et les salinités ou les débits des cours d'eau n'a pu être démontrée. En revanche, l'influence des conditions météorologiques, et plus particulièrement du vent qui provoque la remise en suspension du sédiment par l'intermédiaire du clapot, a pu être mise en évidence. Ainsi, sur le site du Tès, on observe une assez bonne concordance entre les maxima des MES et des précipitations, mais surtout une nette relation entre les MES et l'intensité du vent (Figure 42). Les dépressions atmosphériques pluvio-venteuses influencent le cycle annuel du matériel particulaire de façon plus ou moins marquée selon les stations. Celles exposées aux vents dominants d'ouest (Comprian) subissent des variations de richesse en MES plus importantes que celles abritées du vent (Arès, Jacquets).

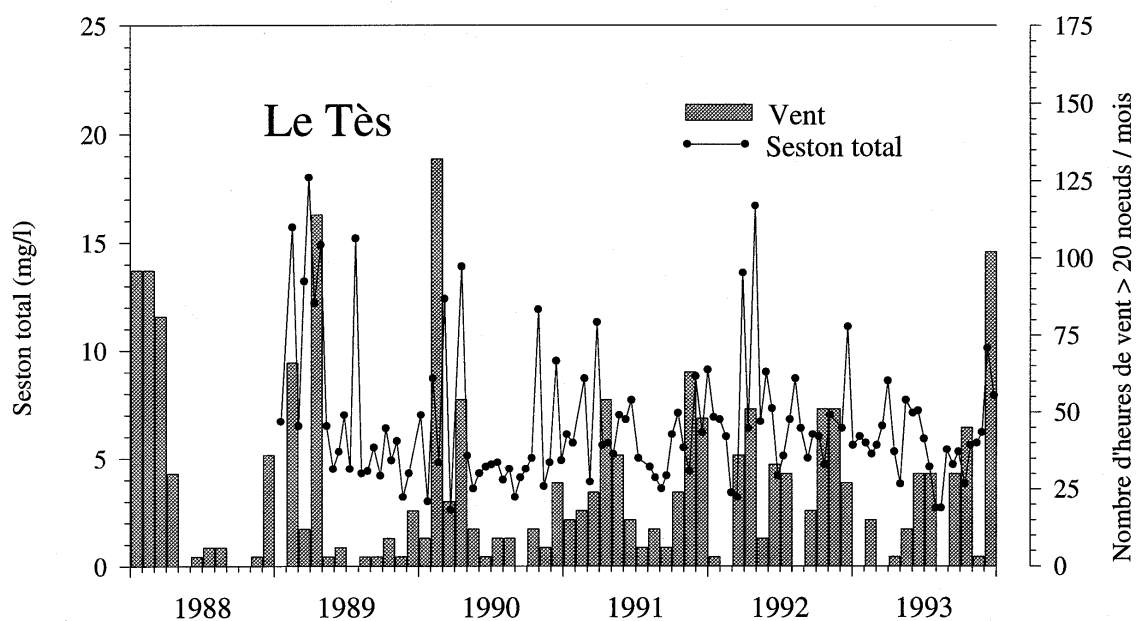


Figure 42 : Evolution des teneurs en seston total et du nombre d'heures par mois de vent supérieur à 20 noeuds à la station du Tès.

4.2.11 Conclusion

Plusieurs zones peuvent être distinguées dans le Bassin d'Arcachon, en fonction de leurs paramètres hydrologiques. Les secteurs les plus internes présentent les plus grandes amplitudes de variations de la température et de la salinité.

L'Eyre et le canal du Porge sont les principales sources d'eau douce qui conditionnent les variations de salinité dans la baie. En période de crue, les dessalures les plus importantes sont observées dans les secteurs Nord et Sud-Est où débouchent ces deux tributaires. Les rivières apportant l'essentiel de l'azote minéral au Bassin, les concentrations en azote sont très corrélées à la salinité mais dépendent également de la teneur en nutriments dans l'eau du tributaire influençant la zone considérée.

Ainsi, les deux secteurs précédemment définis se distinguent-ils pour le nitrate, le Nord présentant des teneurs deux fois plus faibles que celles du secteur Sud-Est. Pour l'ammonium, on n'observe pas de différence notable entre ces deux secteurs. En ce qui concerne le phosphate, la faiblesse des concentrations mesurées ne permet pas non plus d'effectuer une zonation de la Baie.

Entre la fin des années 70 et le début des années 90, les teneurs moyennes en nitrate dans la zone néritique interne du Sud Bassin doublent, reflétant l'augmentation observée dans les eaux de l'Eyre.

Dans le même temps, les **rapports N/P dans la baie sont multipliés par 3 à 4** selon les stations, tandis que celui de l'Eyre est multiplié par 5 (Figure 43).

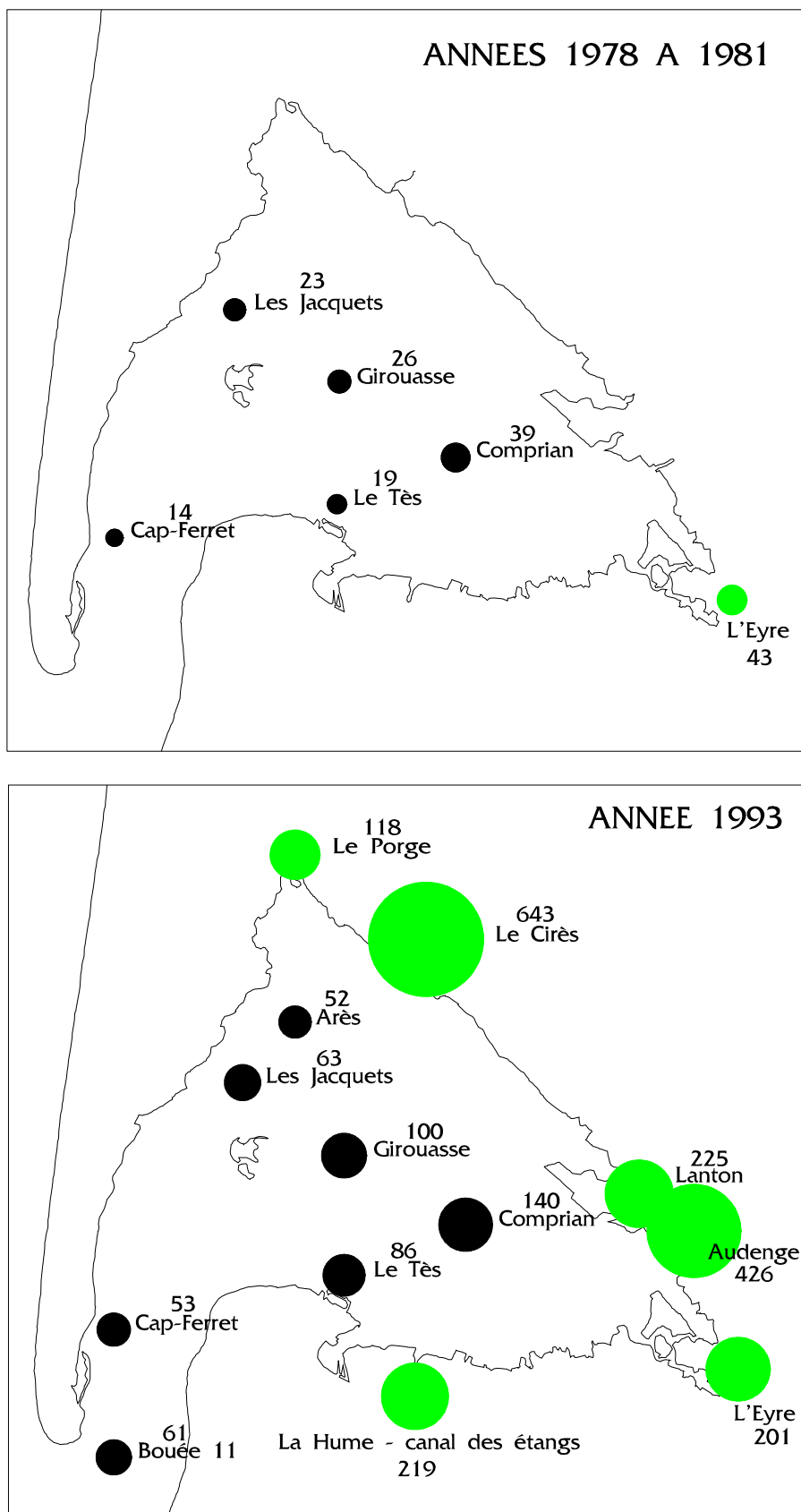


Figure 43 : Moyenne du rapport N/P (molaire) dans le bassin d'Arcachon et dans ses principaux tributaires.

DEUXIEME PARTIE : l'ALGUE

5 Présentation de *Monostroma obscurum* (Kützinger) Gayral (Chlorophyta, Monostromaceae)

Généralités

5.1 Systématique et répartition géographique

Monostroma obscurum a été décrite en 1843 par Kützinger sous le nom d'*Ulva obscura* sur des échantillons provenant de la côte basque française.

Cette espèce fut très rapidement mise en synonymie avec *Monostroma fuscum* et *Monostroma blytii* (décrites également au XIX^{ème} siècle dans le Pacifique et les régions septentrionales de l'Europe, sous deux noms différents) par Rosenvinge (1893) puis Hamel (1931), sur la base de similarités anatomiques. Toutefois, dès 1932, Rosenvinge revenait sur sa décision, et distinguait à nouveau *M. obscurum* de ces deux espèces, en raison de la dissemblance de la structure des jeunes thalles vésiculeux et de leur évolution ultérieure en thalle monostromatique. Plus tard, des recherches ont montré que ces taxons diffèrent également par la morphologie de leurs gamètes (cf. chapitre 5.4.).

Il existe également une controverse sur le fait de savoir si cette espèce doit être rattachée au genre *Monostroma* ou *Ulvaria*. D'après Kormann (1963), la distinction s'impose entre ces deux genres en raison du fait qu'ils ne présentent pas le même cycle biologique. En effet, certaines espèces de ce groupe présentent un stade sporophyte (cf. chapitre 5.4.) microscopique [*Monostroma*], tandis que d'autres (dont l'espèce à laquelle on peut rattacher, d'un point de vue anatomique, la population du Bassin) présentent des phases sporophyte et gamétophyte semblables et macroscopiques [*Ulvaria*]. Toutefois, cette distinction tend à ne plus être suivie actuellement (Gallardo *et al.*, 1993).

A l'heure actuelle, certains auteurs (Gallardo et Alvarez., 1985) distinguent les deux entités *Monostroma fuscum* (= *Ulvaria fusca*) et *Monostroma obscurum* (= *Ulvaria obscura*).

Toutefois, la tendance générale (South et Tittley, 1986) est plutôt de considérer qu'il s'agit de la même espèce (*Monostroma obscurum* (= *Ulvaria obscura*)) dont on distingue deux variétés.

- *Monostroma obscurum* var. *blytii* désigne, selon Bliding (1968), l'algue anciennement nommée *Monostroma fuscum* ou *Monostroma blytii*. Cette variété se rencontre dans l'Atlantique nord, sur les côtes nord-américaines et septentrionales de l'Europe. Elle est également connue du Japon.

- *Monostroma obscurum* var. *obscura* présente une répartition plus méridionale. On la rencontre de la Manche aux côtes marocaines de l'Atlantique.

Au cours de nos investigations dans le Bassin d'Arcachon, nous ne sommes jamais parvenus à observer de jeunes thalles vésiculeux ni de gamètes. Pour cette raison, il est impossible d'affirmer avec certitude que les populations de la Baie appartiennent à l'une ou l'autre de ces deux variétés. Néanmoins, du fait que le Bassin se trouve dans l'aire de répartition de la variété *obscura*, il semble

logique de penser que c'est elle qui se développe dans nos eaux. Cette hypothèse semble être confirmée par le fait que la faible dimension des thalles des *Monostroma* arcachonnais (rarement plus de 10 cm de hauteur) la rapproche plus de la variété *obscura* que de la variété *blytii*, celle-ci pouvant, d'après Bliding (1968) atteindre 30 cm dans les zones calmes des côtes suédoises.

5.2 Présence de *Monostroma obscurum* dans le Bassin d'Arcachon

Dans son étude exhaustive des algues et phanérogames du Bassin d'Arcachon, Parriaud (1975) s'étonnait de l'absence de *Monostroma obscurum*. En effet, cette espèce était répertoriée dans les flores des régions voisines du Bassin d'Arcachon, notamment sur la côte basque. Par ailleurs, cet auteur signale d'autres espèces de ce genre qui ne peuvent, en aucun cas, être confondues avec ce taxon, d'autant plus que Parriaud était un spécialiste des Ulvales. Il est impossible de savoir avec exactitude quand cette espèce est apparue dans le Bassin. Sa première signalisation y remonte à l'hiver 1989 où une accumulation de thalles libres a été observée sur la plage de La Hume. **Il s'agit donc très probablement d'une espèce apparue récemment dans le Bassin d'Arcachon.**

La question se pose donc de savoir comment elle y a pénétré. Dans sa publication récente traitant des algues introduites en Méditerranée, Verlaque (1993) attribue l'apparition récente (Dubois et Lauret, 1991) de cette même espèce dans le Bassin de Thau à l'importation du naissain de *Crassostrea gigas* provenant de Colombie britannique et du Japon, au début des années 1970. Il faut rappeler que les échanges d'huîtres entre Thau et Arcachon (huîtres plates, dans un sens, et creuses, en sens inverse) sont relativement développés depuis de nombreuses années. Il est donc possible que *Monostroma obscurum* ait effectivement été apportée avec le naissain de *C. gigas*, soit dans les deux bassins ostréicoles à la fois, soit dans un seul des deux et transportée secondairement dans l'autre.

Néanmoins, une autre explication paraît plus plausible. Au début des années 1980, des ostréiculteurs arcachonnais ont exploité les gisements d'huîtres de l'embouchure de l'Adour, c'est-à-dire à proximité du lieu même où cette espèce a été décrite. Avant leur retrempage dans le Bassin d'Arcachon, ces huîtres ne faisaient l'objet d'aucun nettoyage préalable (C. Pellier, IFREMER Arcachon, comm. pers.), et il est possible que quelques thalles de *Monostroma* aient été ainsi importés dans le Bassin. A cet égard, on peut remarquer l'apparition également récente à Arcachon d'une algue rouge de petite taille (*Caulacanthus ustulatus*) qui n'était jusqu'alors pas connue au Nord de Biarritz.

5.3 Anatomie

Le thalle de *Monostroma obscurum* a une forme de lame foliacée, de couleur variant du vert clair au vert foncé en fonction de la période de l'année et du milieu dans lequel l'algue se développe. Lorsqu'elle est soumise à une dessiccation prolongée, sa couleur vire au noirâtre. C'est d'ailleurs l'une des caractéristiques de cette espèce.

Selon les localités où on l'observe, cette algue peut atteindre des tailles assez différentes.

Contrairement à l'ulve, dont la lame est composée de deux couches de cellules, *Monostroma*, comme son nom l'indique, est monostromatique (une seule couche de cellules). Pour cette raison, cette algue est extrêmement fragile et son thalle se fragmente très facilement.

Les cellules sont généralement rectangulaires, parfois polygonales ou arrondies. Leur dimension moyenne, en ce qui concerne la population arcachonnaise, s'élève à 17 µm (longueur) x 13 (largeur) µm, soit une taille intermédiaire entre la taille des cellules des *Monostroma* d'Europe du Nord décrites par Bliding (1968) [23x15 µm] et celles du Maroc étudiées par Gayral (1962) [9x12 µm]. A ce sujet, Bliding (1968) signale que les populations qui colonisent des eaux légèrement saumâtres présentent des cellules de dimension plus réduite que les individus marins. En coupe, le thalle des *Monostroma* d'Arcachon mesure environ 25 à 30 µm d'épaisseur. Pour la variété *blytii*, celle-ci varie entre 28 et 60 µm (Bliding, 1968) alors que chez la variété *obscura* du Maroc, Gayral (1962) mesure une hauteur comprise entre 32 et 35 µm.

Cette algue présente un seul chloroplaste (organite cellulaire où sont rassemblés les pigments photosynthétiques) pariétal (collé contre la paroi de la cellule). En coupe, il apparaît que la majorité de la chlorophylle est concentrée dans les parties supérieures et inférieures de la paroi cellulaire.

Les *Monostroma* d'Arcachon présentent, en général, de 1 à 2 pyrénoides (corps globuleux hyalin inclus dans le chloroplaste), comme les populations marocaines.

5.4 Reproduction

Les algues présentent trois grands types de reproduction.

- La **reproduction sexuée** fait intervenir la production de **gamètes** (à n chromosomes) qui lorsqu'ils fusionnent produisent un **oeuf** (ou **zygote**) à 2n chromosomes. Les gamètes sont produits par des thalles à n chromosomes, qu'on désigne sous le terme de **gamétophytes**. On appelle **haplophase** cette phase à n chromosomes.

- La **reproduction asexuée** s'effectue à partir de **spores** (à 2n chromosomes) qui n'ont pas besoin de fusionner. Les thalles à 2n chromosomes qui les produisent sont les **sporophytes**. Cette partie du cycle à 2n chromosomes est désignée sous le terme de **diplophase**.

Lorsqu'une espèce présente un seul de ces types de reproduction, son cycle biologique est dit **monogénétique**, et **digénétique** quand les deux générations (gamétophyte et sporophyte) se succèdent. Dans ce dernier cas, quand les deux générations sont semblables d'un point de vue morphologique, on parle de **cycle digénétique isomorphe**, et de **cycle digénétique hétéromorphe** lorsque le sporophyte et le gamétophyte sont différents.

- Enfin, les algues peuvent se développer par **multiplication végétative**, c'est-à-dire, sans intervention de cellules spécialisées (**zoïde** = spore ou gamète). Une partie du thalle se détache et donne naissance à un autre individu.

Le cycle biologique de *Monostroma obscurum* a été décrit pour la première fois par Gayral (1962) sur des thalles provenant de la région de Rabat au Maroc. Cet auteur a montré que le cycle biologique de cette espèce est du type **digénétique isomorphe**, très comparable à celui des ulves.

Les sporophytes et les gamétophytes de *Monostroma obscurum* sont donc semblables, et la seule façon de les différencier réside dans la caractérisation des zoïdes (spores à quatre flagelles ou gamètes à deux flagelles) émis par les thalles. La variété marocaine présente une fécondation anisogame tandis que, chez la variété plus septentrionale, l'union des gamètes serait isogame (Bliding, 1963). Hormis cette distinction, *Monostroma obscurum* var. *blytii* présente le même cycle biologique que la variété *obscura*.

Selon la localisation des populations, la reproduction de *Monostroma obscurum* se produit à des périodes de l'année différentes. Selon Bliding, les algues sont fertiles en septembre-octobre dans le sud de la Norvège et en juillet-août au nord de ce pays. Au Maroc, Gayral (1962) a assisté à la libération de zoïdes chez des thalles récoltés pendant l'hiver.

Dans le cadre de cette étude, il nous a paru important d'essayer de décrire le cycle biologique de *Monostroma obscurum* dans le Bassin d'Arcachon. Il s'agissait notamment de savoir si les thalles que l'on rencontre dans la Baie sont des gamétophytes ou des sporophytes, ou encore si les deux formes cohabitent.

Au cours de l'année 1992, entre le printemps et l'été, une étudiante du L.O.B. (M. Durin) a donc entrepris une série d'expériences dans le but de provoquer la libération de zoïdes à partir de thalles récoltés sur le terrain. Les techniques propres à induire la reproduction (changements d'éclairement et de température) d'une autre espèce de *Monostroma* (*M. latissimum*) sont largement décrites dans une publication de Kida (1990). En appliquant ces méthodes aux thalles de *Monostroma* du Bassin, elle n'est jamais parvenue à induire la formation et la libération de zoïdes.

Cet échec peut être interprété de deux manières.

Il se peut que nous n'ayons pas eu la chance d'expérimenter à une époque de l'année à laquelle la maturation des thalles était susceptible de s'accomplir.

Par ailleurs, il est possible que les populations du Bassin soient **stériles** et ne se reproduisent que par **développement végétatif**. En Suède, Bliding (1968) fait état de telles populations stériles qui forment des radeaux au fond des ports et des baies calmes dont les eaux sont riches en nutriments. Cette seconde hypothèse est accréditée par le fait que nous n'ayons jamais trouvé de thalles fixés (c'est-à-dire issus du développement de spores ou de zygotes), au moins de dimension assez importante, dans le Bassin d'Arcachon.

5.5 Données écophysologiques

Une étude récente de Guo et Mathieson (1992) porte sur l'écologie de quatre espèces de *Monostroma* et d'*Ulvaria* des côtes du New Hampshire¹⁰. Ces auteurs se sont attachés à définir leur réactivité (en terme d'activité photosynthétique) à quelques facteurs du milieu (température, salinité, éclairement). L'une des espèces étudiées est *Monostroma obscurum* var. *blytii*. Nous avons vu ci-dessus que, si cette variété diffère du point de vue morphologique de celle qui se trouve sur la côte

¹⁰ Côte atlantique des U.S.A., à la même latitude que la France.

atlantique française, cette dissemblance est relativement infime. Pour cette raison, nous considérons qu'il est probable que la *Monostroma* arcachonnaise présente une écologie assez proche de celle qui a été étudiée par Guo et Mathieson (1992), et ceci d'autant plus que les deux zones géographiques (France et New Hampshire) sont assez comparables. Leurs principaux résultats sont les suivants.

Température : Selon Guo et Mathieson (1992), *Monostroma obscurum* supporte des températures comprises entre 5 et 28°C, mais 30°C constitue sa température létale.

La température pour laquelle sa photosynthèse est maximale varie selon les saisons : 10°C en janvier et 15 à 25°C en août. Ce mécanisme traduit une bonne adaptation aux fluctuations saisonnières de la température de l'eau. Par contre, au dessus de 25°C, l'activité photosynthétique de *Monostroma obscurum* décroît fortement.

Si cette température n'est que rarement atteinte dans les chenaux principaux du Bassin d'Arcachon (Figure 36), il est probable qu'elle le soit plus souvent lors de certaines basses-mers diurnes d'été, dans les zones intertidales (ou les bordures de zone intertidales) où sont accumulées les *Monostroma*. De ce point de vue, l'été pourrait donc être une période défavorable pour le développement de cette espèce. Par contre, les travaux de FitzGerald (1978) ont montré qu'*Enteromorpha clathrata* présente une activité photosynthétique maximale à 25°C et que sa photosynthèse est encore relativement élevée à 30°C.

Salinité : D'après Guo et Mathieson (1992), *Monostroma obscurum* supporte une très large gamme de salinités : 0 à 100‰. Son activité photosynthétique est maximale entre 10 et 30‰ en janvier et entre 10 et 40‰ en août. Cette tolérance à des salinités variées explique qu'elle colonise avec succès à la fois des milieux marins et estuariens.

Toutefois, comme c'est également le cas pour *Monostroma pulchrum* et *Monostroma grevillei*, l'activité photosynthétique de cette espèce est, malgré tout, sensiblement plus faible à 0‰ qu'à 10‰ (presque moitié moindre en janvier). Ce n'est pas le cas d'*Ulvaria oxysperma*, espèce plus nettement estuarienne, chez laquelle la salinité optimale en matière de réponse photosynthétique se situe à 0‰. Par ailleurs, *Enteromorpha clathrata* (la "lige" du Bassin) présente une activité photosynthétique maximale à une salinité de 30‰ (FitzGerald, 1978).

Rappelons que des salinités inférieures à 10‰ sont mesurées, au cours des basses-mers hivernales dans certaines stations orientales du Bassin d'Arcachon (Figure 36).

Eclairement : La réponse photosynthétique d'un végétal chlorophyllien soumis à différents niveaux d'éclairement permet de construire le type de courbe présenté sur la figure 44.

Ce type de courbe permet de calculer la respiration et le niveau maximal de photosynthèse d'une espèce donnée¹¹ ainsi que différents niveaux d'éclaircements également typiques d'un taxon et de ses conditions de développement préalables. Ces trois niveaux sont les suivants.

¹¹ et dans des conditions données relatives au milieu de culture (notamment salinité, température et concentration en nutriments)

- (1). **Point de compensation.** C'est l'intensité lumineuse pour laquelle la photosynthèse (production d'oxygène) est égale à la respiration (consommation d'oxygène)
- (2). **Intensité de saturation (I_S).** Cet éclairement correspond à la quantité minimale de lumière pour laquelle l'algue atteint son niveau optimal de photosynthèse.
- (3). **Niveau de photoinhibition.** A partir de cet éclairement, la quantité de lumière reçue par l'algue est trop élevée par rapport à son dispositif pigmentaire, et la photosynthèse est inhibée.

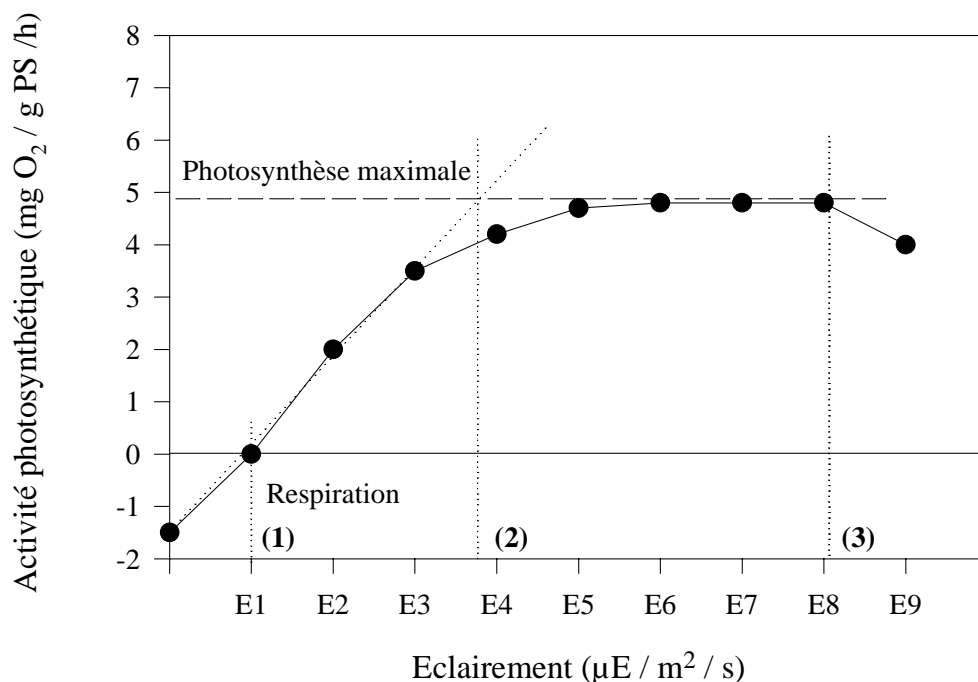


Figure 44 : Modèle de courbe de mesure de l'activité photosynthétique en fonction de l'éclairement.

En ce qui concerne la réaction de *Monostroma obscurum* aux variations de l'éclairement, nous disposons non seulement de l'étude de Guo et Mathieson (1992), mais également des résultats d'une expérience réalisée sur l'algue d'Arcachon, en août 1993, par G. Levavasseur (Station biologique de Roscoff)¹² (Figure 45).

¹² Le principe de la méthode utilisée par cet auteur est décrit dans le chapitre 3.2.1.

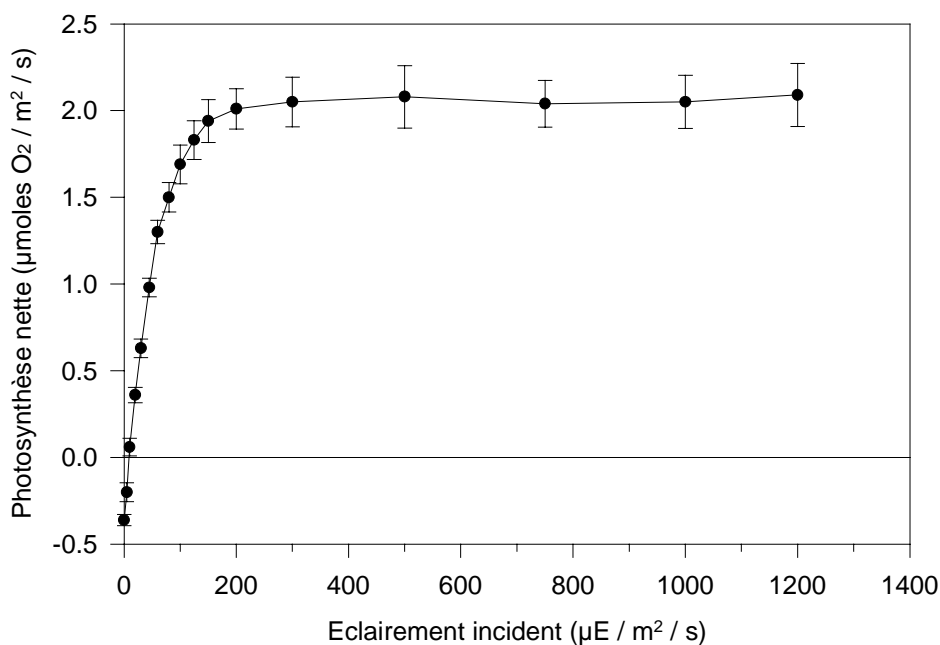


Figure 45 : Evolution de la photosynthèse nette de *Monostroma obscurum* ($\mu\text{mol O}_2/\text{m}^2/\text{s}$) en fonction de l'éclairement ($\mu\text{E}/\text{m}^2/\text{s}$).

Selon Guo et Mathieson, le **point de compensation** de *Monostroma obscurum* var. *blytii* se situe entre **4 et 8 $\mu\text{E}/\text{m}^2/\text{s}$** . Chez la *Monostroma* d'Arcachon, il serait peu différent (**entre 5 et 10 $\mu\text{E}/\text{m}^2/\text{s}$**). L'**intensité de saturation** de l'algue du New Hampshire est relativement variable selon les saisons : **40 $\mu\text{E}/\text{m}^2/\text{s}$ en hiver et 100 $\mu\text{E}/\text{m}^2/\text{s}$ en été**. Comme dans le cas de la température, ce mécanisme traduit la capacité d'adaptation de cette espèce aux fluctuations saisonnières de l'éclairement dans le milieu. L'intensité de saturation de la *Monostroma* d'Arcachon, mesurée en août 1993 (**100 $\mu\text{E}/\text{m}^2/\text{s}$**), s'accorde parfaitement avec la mesure estivale de Guo et Mathieson (1992).

Ce niveau d'intensité saturante est faible si on le compare à celui observé chez des espèces marines de *Monostroma*, d'*Ulva* ou d'*Enteromorpha*. Il est par contre assez proche des I_S calculées chez des Ulothricales estuariennes (Tableau 45).

Comme cela apparaît dans ce tableau, même s'il existe des différences inter-spécifiques de réactivité des algues à la lumière, des variations de l'intensité de saturation interviennent en fonction de leur "passé lumineux". En effet, ainsi que l'ont démontré Henley *et al.* (1991) et Levavasseur *et al.* (1991), une même espèce ne présente pas les mêmes niveaux critiques d'intensité lumineuse selon qu'elle a été auparavant exposée à l'ombre ou au à la lumière. L'algue "d'ombre" est caractérisée par un point de compensation et une I_S plus faibles que l'algue qui s'est développée dans un milieu bien éclairé.

Monostroma obscurum présente donc les caractéristiques d'une algue provenant de milieux peu éclairés. Elle atteint son niveau de photosynthèse maximale à un niveau d'éclairement où d'autres espèces d'Ulothricales sont encore limitées par la lumière. Cette adaptation lui permet de se développer à des époques (hiver) ou dans des milieux (estuaires dont l'eau est turbide) où les conditions d'éclairement ralentissent le développement d'autres espèces.

Par ailleurs, les expériences de G. Levassesseur ont permis de mettre en évidence que la *Monostroma* d'Arcachon supporte très bien de forts éclairagements. En effet, cet auteur n'observe **pas de photoinhibition à des niveaux d'éclairement relativement élevés (1200 $\mu\text{E}/\text{m}^2/\text{s}$)**. D'autre part, lorsque cette algue est soumise à un stress lumineux, elle présente d'excellentes facultés de récupération dès qu'elle est placée dans des conditions de lumière plus faible¹³. Cette capacité la rend apte à supporter les niveaux importants d'éclairement qu'elle subit, en position intertidale, lors de ses émergences.

Monostroma obscurum se comporte donc, vis-à-vis de l'**éclairage**, comme une **espèce opportuniste** dont le métabolisme est adapté à une large gamme d'intensités lumineuses.

Biotope	Espèce	I_S ($\mu\text{E}/\text{m}^2/\text{s}$)	Auteurs
marin	<i>Monostroma grevillei</i>	270-564	Guo et Mathieson (1992)
	<i>Monostroma pulchrum</i>	>564	Guo et Mathieson (1992)
	<i>Ulva curvata</i>	275-315	Coutinho et Zindmark (1993)
	<i>Enteromorpha clathrata</i>	460	FitzGerald (1978)
	<i>Ulva</i> sp. intertidal infratidal	400 200	Beigbeder (1992)
estuarien	<i>Ulvaria oxysperma</i>	40	Guo et Mathieson (1992)
	<i>Ulva rotundata</i> . élevée à l'ombre élevée au soleil	50-70 500	Levassesseur <i>et al.</i> (1991)

Tableau 45 : Intensité de saturation ($\mu\text{E}/\text{m}^2/\text{s}$) chez différentes espèces de macroalgues.

¹³ Les expériences de G. Levassesseur qui ont permis de mettre en évidence cette capacité de récupération ne sont pas rapportées ici.

6 Estimation de la biomasse d'algues *Monostroma obscurum*

6.1 Introduction

Les estimations de la biomasse d'algues répondent à plusieurs objectifs.

- Quantifier l'importance de la prolifération algale, et la comparer avec la biomasse d'autres végétaux en terme d'azote (N), de phosphore (P) et de carbone (C).
- Observer la répartition spatiale des algues pour mieux appréhender le phénomène.
- Reconstituer l'évolution de la biomasse au cours de l'année à partir des productions et des dégradations algales, déterminées sur le terrain et expérimentalement.
- Si la modélisation du phénomène était mise en oeuvre, comparer les valeurs estimées avec celles calculées par le modèle numérique afin de le caler et de le valider.

6.2 Méthodes

Le problème à résoudre s'est avéré complexe du fait que :

- les algues ne sont pas fixées et se déplacent au gré des courants,
- le territoire à prospecter est extrêmement vaste et en grande partie peu ou pas accessible,
- la répartition des algues est très irrégulière,
- un herbier de petites Zostères (*Zostera noltii*) recouvre la majeure partie de l'estran, ne permettant pas de recourir à des techniques de télédétection aéroportée ou satellitaire, car algues et herbier ne se différencient pas sur les images.

Des observations préalables nous ont conduits à faire les choix suivants :

- travailler autour de l'étale de basse-mer, pendant une période limitée de vives-eaux, en supposant que d'une marée à l'autre, les algues retrouvaient à peu près le même emplacement,
- limiter la zone à étudier, les secteurs les plus océaniques étant laissés de côté car peu occupés par les algues,
- aborder les chenaux et les estrans indépendamment,
- découper la zone en secteurs géographiques (7 pour les estrans et 4 pour les chenaux) constituant des strates d'échantillonnage les plus homogènes possible (Annexe 11 et Figure 46),
- ne prospecter l'estran que partiellement, en portant l'effort sur la bordure, plus accessible et plus hétérogène (fortes accumulations d'algues par endroits) que le centre de l'estran, difficile à atteindre et relativement homogène,
- traiter l'herbier infralittoral de *Zostera marina* à part.

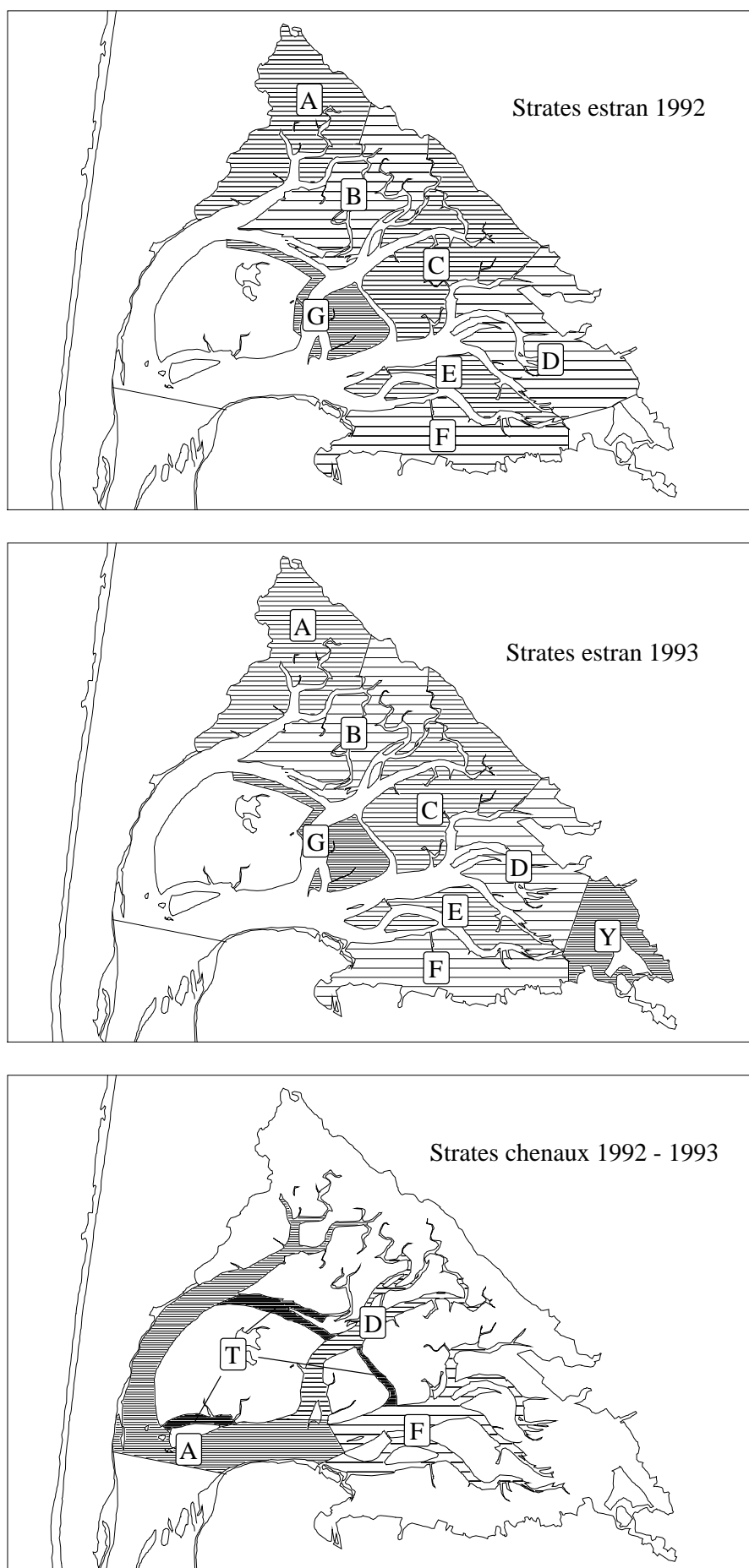


Figure 46 : Strates géographiques pour l'échantillonnage stratifié des estrans et des chenaux.

6.2.1 Les estrans

Près de 80 % des 11 500 ha d'estran ont été pris en compte. Ils ont été abordés, d'une part à partir des chenaux, avec accès en bateau, et d'autre part, à partir du pourtour du Bassin, avec accès à pied. La bordure des estrans a ainsi été échantillonnée de façon aléatoire sur l'ensemble de sa surface. De là, en marchant vers l'intérieur, mais à une distance ne dépassant pas souvent 500 m, le centre de l'estran a été prospecté. Les résultats obtenus ont été extrapolés à l'ensemble de l'intérieur de l'estran car il était impossible de mettre en oeuvre les moyens permettant d'arpenter l'ensemble des zones intertidales en un temps limité.

Estimer la biomasse de *Monostroma* sur l'estran suppose d'estimer deux variables : la superficie couverte d'algues et la masse d'algues par unité de surface. Le résultat final, sur lequel on tentera d'évaluer un degré de précision, sera le produit de ces deux variables. Pratiquement, cela consiste sur le terrain, à chaque station prospectée, à délimiter une surface, à en évaluer la proportion couverte d'algues puis à faire des prélèvements d'algues dans une surface délimitée par une cadre de bois jeté au hasard. Ces algues sont ensuite placées dans une poche plastique numérotée puis rapportées au laboratoire où elles sont lavées, triées, essorées manuellement avant d'être pesées (poids frais). Plusieurs prélèvements sont faits par station échantillonnée.

6.2.2 Les chenaux

Plus de 90 % des 40 km² de chenaux ont été pris en compte. Ils ont été échantillonnés à l'aide d'un filet type "plancton" adapté, de maille 5 mm et d'ouverture circulaire de 1 m de diamètre. Remorqué lentement par le bateau, le filet est remonté progressivement du fond vers la surface. Le volume d'eau filtré est évalué grâce à un compte-tours volumétrique étalonné. Le culot du filet, en maille de 5 mm, est ensuite récupéré, étiqueté avant d'être traité au laboratoire comme les prélèvements d'estran. Les stations échantillonnées sont réparties de façon aléatoire sur la surface des chenaux. La variable "masse d'algues par unité de volume" est estimée en la pondérant par la section des chenaux au point de prélèvement. Le résultat final sera le produit de la variable estimée, "masse d'algues par unité de volume", et du volume total des chenaux de chaque secteur.

Il faut souligner la difficulté particulière d'échantillonner une telle masse d'eau, avec des algues réparties de façon très irrégulière. La méthodologie utilisée s'est avérée peu satisfaisante, mais les autres possibilités testées, travailler à pleine mer avec un sondeur de type scientifique par exemple, ont été abandonnées car peu probantes, tout au moins en première approche et compte-tenu de la nécessité d'être rapidement opérationnel.

6.2.3 L'herbier de *Zostera marina*

La prospection des chenaux avec un filet "pélagique" ne permettait pas de prendre en compte les algues retenues dans l'herbier de *Zostera marina*. Celui-ci a cependant pu être partiellement prospecté, en même temps que les stations d'estran. En effet, cet herbier de grandes Zostères découvre en partie lors des forts coefficients de marée ou bien ne se trouve immergé que sous une faible hauteur d'eau. A chaque station d'estran, la présence ou l'absence d'herbier et d'algues était donc notée et un prélèvement d'algues effectué lorsque celles-ci étaient présentes, soit dans un cadre soit dans un cylindre de section connue. Ces observations ont été étendues à l'ensemble de l'herbier, le résultat final étant le produit de l'estimation de la densité d'algues et de la surface totale de l'herbier.

6.2.4 Les plages de la ville d'Arcachon

Les plages d'Arcachon ont été prises en compte, en plus des secteurs retenus, car les algues paraissent s'y accumuler et parce qu'elles font l'objet d'un nettoyage estival. Ces plages ont été parcourues de façon systématique, les surfaces totales en algues étant évaluées et les prélèvements d'algues faits et traités comme pour les autres zones. Cet échantillonnage a été considéré comme exhaustif.

6.2.5 Les estimations

Deux estimations ont été réalisées au cours de l'étude, à des périodes les plus proches possible du développement maximal des *Monostroma* :

- la première du 29 juin au 5 juillet 1992, par des coefficients de marée compris entre 73 et 98; elle a nécessité l'usage de 4 bateaux à raison de 3 personnes par bateau et de 2 voitures avec 2 personnes, soit une moyenne de 16 personnes par jour pendant 7 jours, ce qui représente 900 h de travail sur le terrain et au laboratoire (tri); 77 stations ont ainsi été échantillonnées dans les chenaux et 219 points de débarquements sur l'estran, correspondant à des stations "bordure estran", "intérieur estran" et parfois "herbier de grandes Zostères" (Figure 47a);

- la seconde du 21 juin au 25 juin 1993, par des coefficients de marée compris entre 77 et 90, avec 4 bateaux et 2 voitures, ce qui a représenté en moyenne 20 personnes par jour pendant 5 jours, soient environ 800 h de travail de terrain et de laboratoire; 101 stations dans les chenaux et 236 points de débarquement sur l'estran ont été ainsi prospectés (Figure 47b).

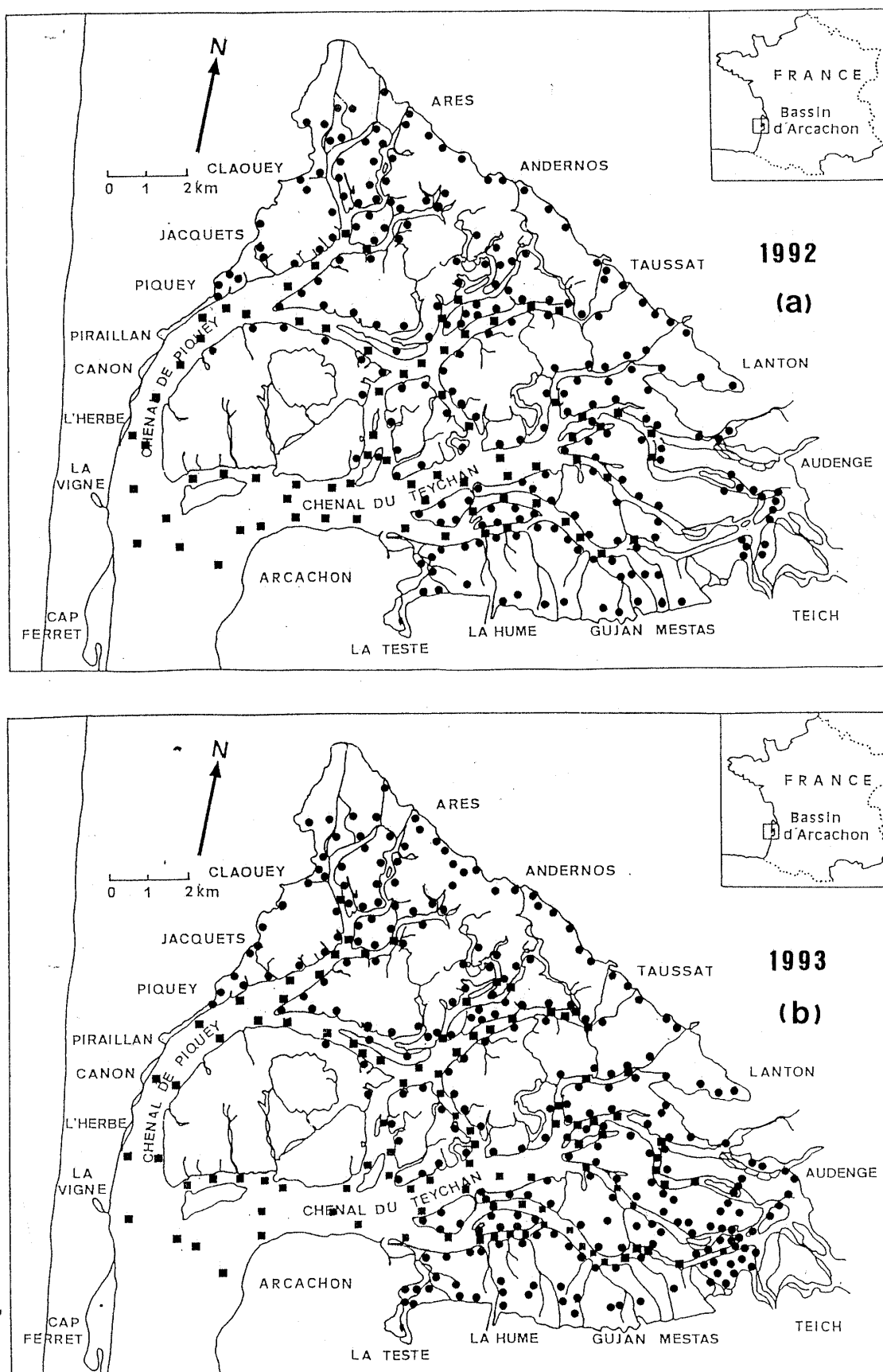


Figure 47 : Localisation des stations de prélèvement lors des 2 estimations de biomasse

Ces actions ont été réalisées avec les moyens et le personnel de l'IFREMER, du Service Maritime (subdivision d'Arcachon), des Affaires Maritimes (Quartier d'Arcachon) et avec l'aide du personnel du LOB (ex IUBM), du CEMAGREF et des élèves du LEP de Gujan-Mestras. Il faut souligner la lourdeur représentée par le travail de terrain mais aussi par le travail de laboratoire, les algues, mélangées à d'autres végétaux et à des feuilles de Zostères, étant en effet triées à la pince pendant plusieurs heures chaque jour avant d'être pesées.

6.2.6 La validité des résultats

Le détail des stratégies d'échantillonnage que nous avons appliquées est rapporté dans l'annexe 12. Il convient de souligner cependant que pour effectuer les calculs correspondants, nous avons considéré que les protocoles de sélection des unités d'échantillonnage étaient respectés alors que souvent, dans la pratique, ils ne l'étaient pas. C'était le cas, en particulier lorsque nous avons extrapolé à l'ensemble d'une zone les résultats obtenus sur la partie effectivement échantillonnée ou lorsque nous avons réalisé les prélèvements dans les chenaux de la façon "la plus aléatoire possible". Il faut donc garder présent à l'esprit que les résultats obtenus ainsi que les calculs de précision ne présentent pas la rigueur statistique souhaitable mais nous n'avons pas d'autre moyen de procéder. Un échantillonnage rigoureux aurait nécessité des moyens hors de proportion avec ce qui était raisonnablement envisageable.

6.3 Résultats

6.3.1 La biomasse totale d'algues

Les résultats sont exprimés en poids frais et en poids sec (en considérant qu'il représente 12 % du poids frais). La biomasse totale en poids frais estimée en 1992 (**21 000 t**) est un peu supérieure à celle estimée en 1993 (**18 000 t**), la précision du résultat s'améliorant de 34 % à 26 % (Tableaux 46 et 47).

On peut remarquer que :

- la moitié de la biomasse totale se trouve dans la zone centrale des estrans, où la faible densité d'algues est largement compensée par l'importance de la superficie concernée,
- la biomasse retenue dans l'herbier de grandes Zostères est stable et relativement élevée compte-tenu de la faible surface en jeu,
- la biomasse d'algues présente dans les chenaux diminue fortement d'une année à l'autre tandis que celle des bordures d'estrans augmente un peu.

Signalons que les densités d'algues relevées ponctuellement peuvent être extrêmement variables, et passer de quelques grammes à plusieurs kilos en poids frais, des valeurs de 3 à 6 kg/m² n'étant pas exceptionnelles et correspondant à des accumulations de *Monostroma* sur plusieurs dizaines de cm de hauteur.

	Volume ou surface	Nombre de stations	Poids frais (t)	% correspondant	Densité moyenne poids frais g/m ² ou m ³
Chenaux	219x10 ⁶ m ³	77	5 276 ± 4 445 (59 %)	25 %	24
Bordures d'estrans	7 775 ha	219	3 130 ± 1 296 (41 %)	15 %	236
Intérieurs d'estrans	1 345 ha	185	10 830 ± 5 408 (50 %)	50 %	139
Herbier de grandes Zostères	426 ha	34	1 851 ± 1 100 (84 %)	10 %	434
Plages d'Arcachon	60 ha	--	2	--	--

Total : poids frais 21 089 t ± 7 200 t (précision 34 %)

dont plages du pourtour du bassin (*) 570 tonnes ± 484 t (précision 85 %)

poids sec : 2 530 t ± 864 t

Tableau 46 : Estimation de la biomasse d'algues *Monostroma obscurum* en juin 1992.

Strates	Volume ou surface	Nombre de stations	Poids frais (t)	% correspondant	Densité moyenne poids frais g/m ²
Chenaux	219x10 ⁶ m ³	101	2 288 ± 2 172 (95 %)	13 %	10
Bordures d'estrans	1 380 ha	209	4 122 ± 1 323 (32 %)	23 %	298
Intérieurs d'estrans	7 858 ha	236	9 238 ± 3 447 (37 %)	51 %	1 185
Herbier de grandes Zostères	426 ha	62	2 079 ± 1 996 (96 %)	12 %	488
Plages d'Arcachon	60 ha		176	1 %	

Total : Poids frais = 17 904 t ± 4 726 t (précision 26 %)

dont plages du pourtour du Bassin (*) 1 045 t ± 502 t (précision 48 %)

poids sec : 2 112 t ± 567 t

Tableau 47 : Estimation de la biomasse d'algues *Monostroma obscurum* en juin 1993.

(*) la biomasse présente sur les plages du pourtour du Bassin a été estimée à part car elle pouvait être intéressante pour les municipalités. Cependant, surtout en 1992, la date tardive de l'évaluation fait qu'une partie des algues avait dû déjà être ramassée. Il faut ajouter que ces algues sont mélangées à d'autres végétaux et à du sable, qu'elles sont très humides, et donc que le poids à ramasser est beaucoup plus élevé.

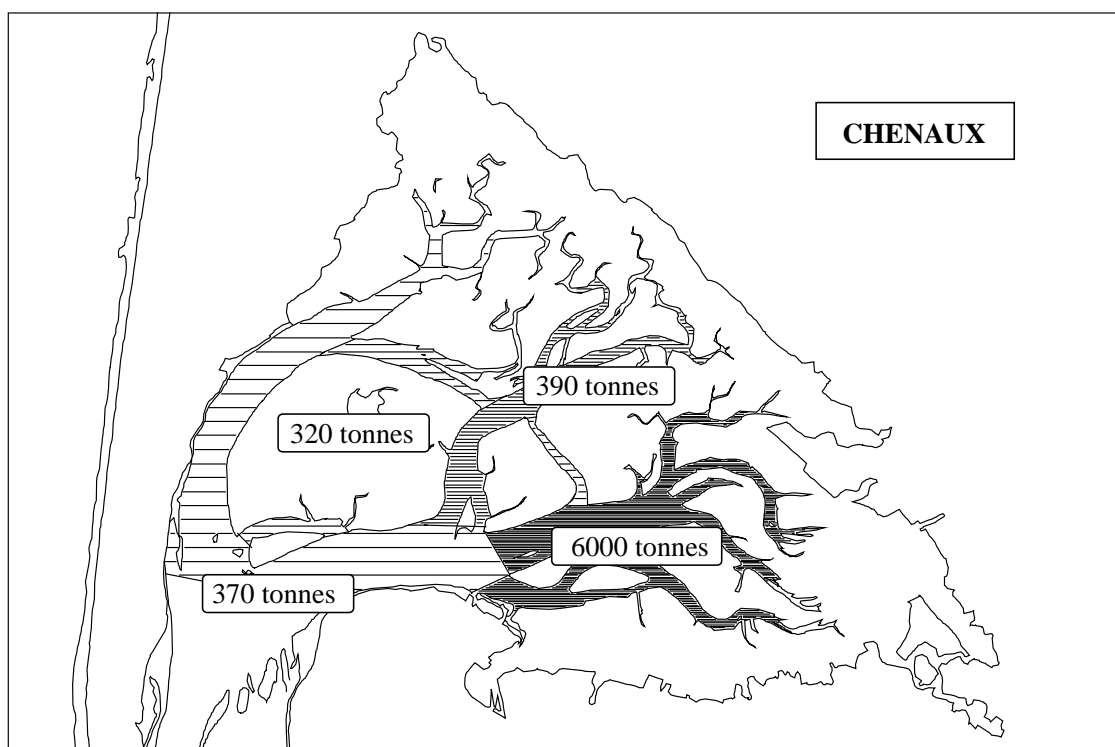
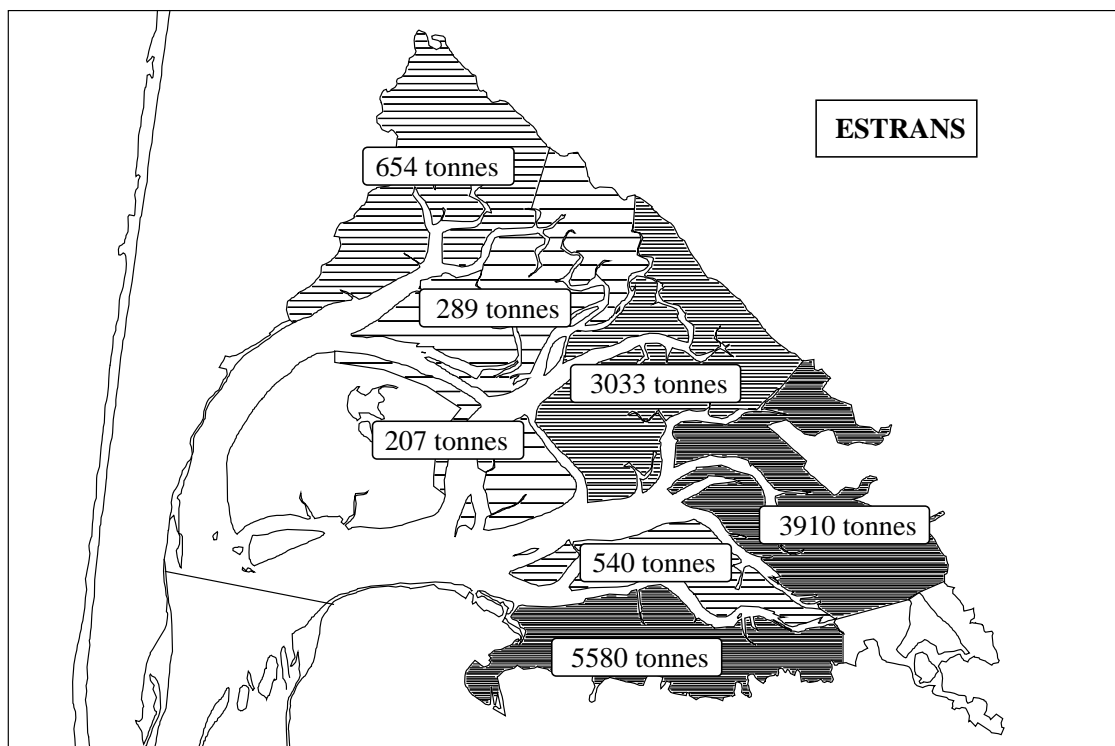


Figure 48 : Biomasse totale (tonnes de poids frais) par strate en juin 1992.

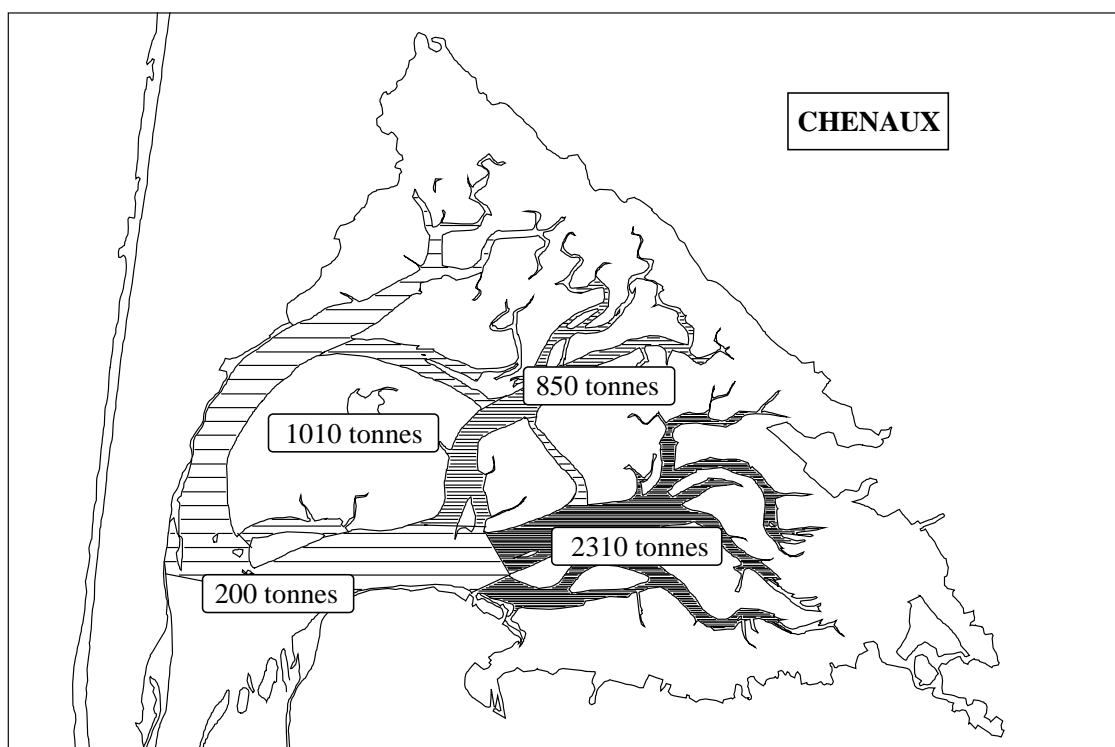
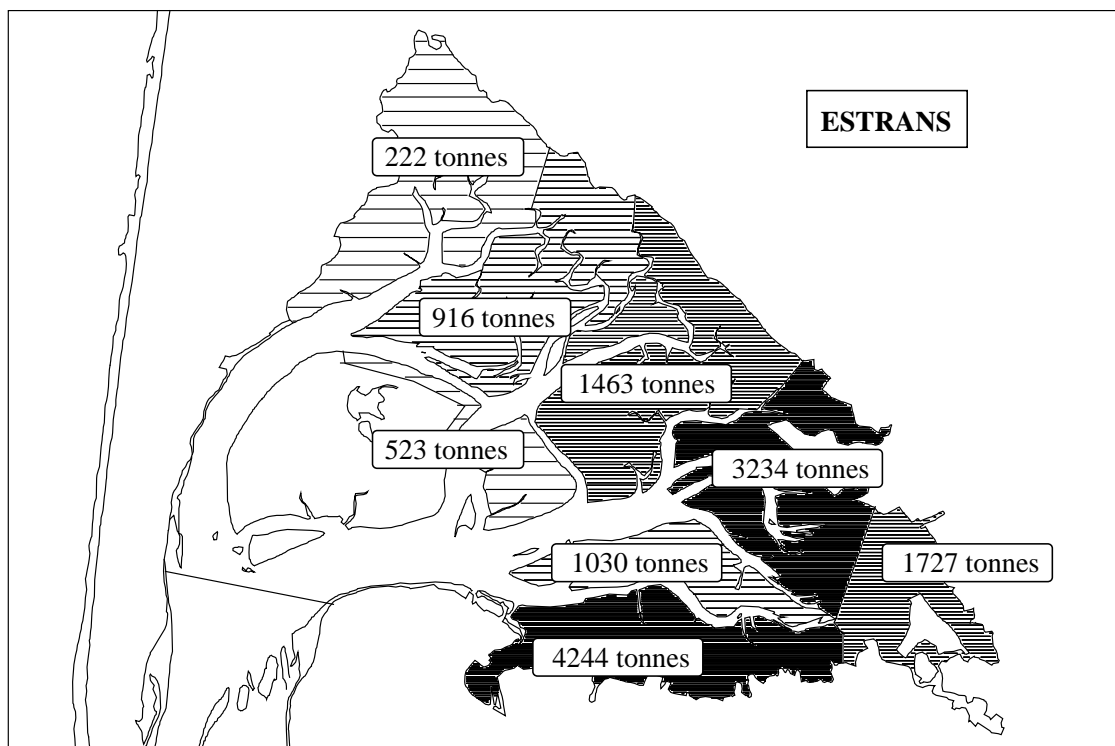


Figure 49 : Biomasse totale (tonnes de poids frais) par strate en juin 1993.

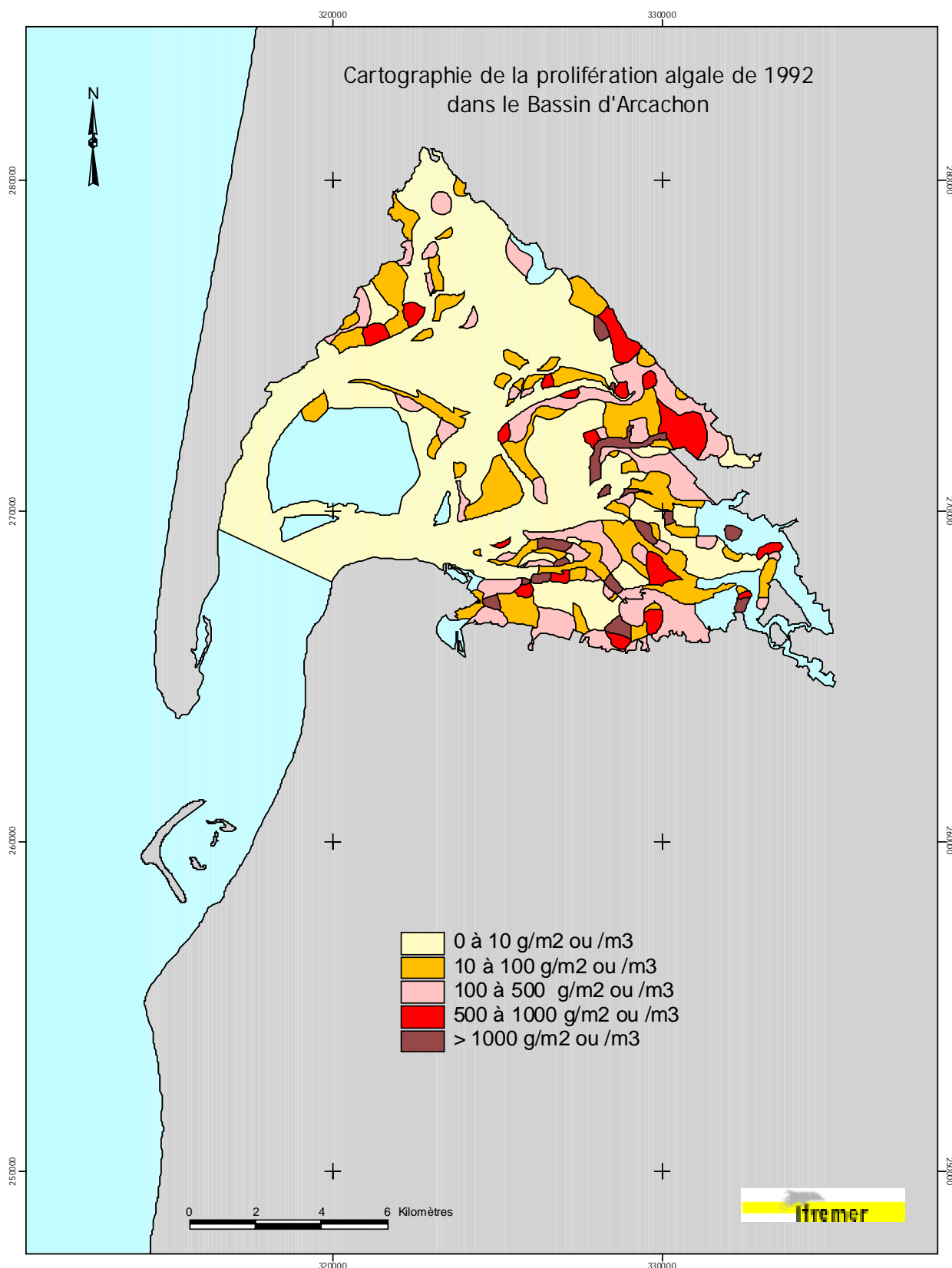


Figure 50: Cartographie de la prolifération algale de 1992 à l'aide du SIG Arcview

Figure 50 : Cartographie de la prolifération algale de 1992 à l'aide du SIG Arcview

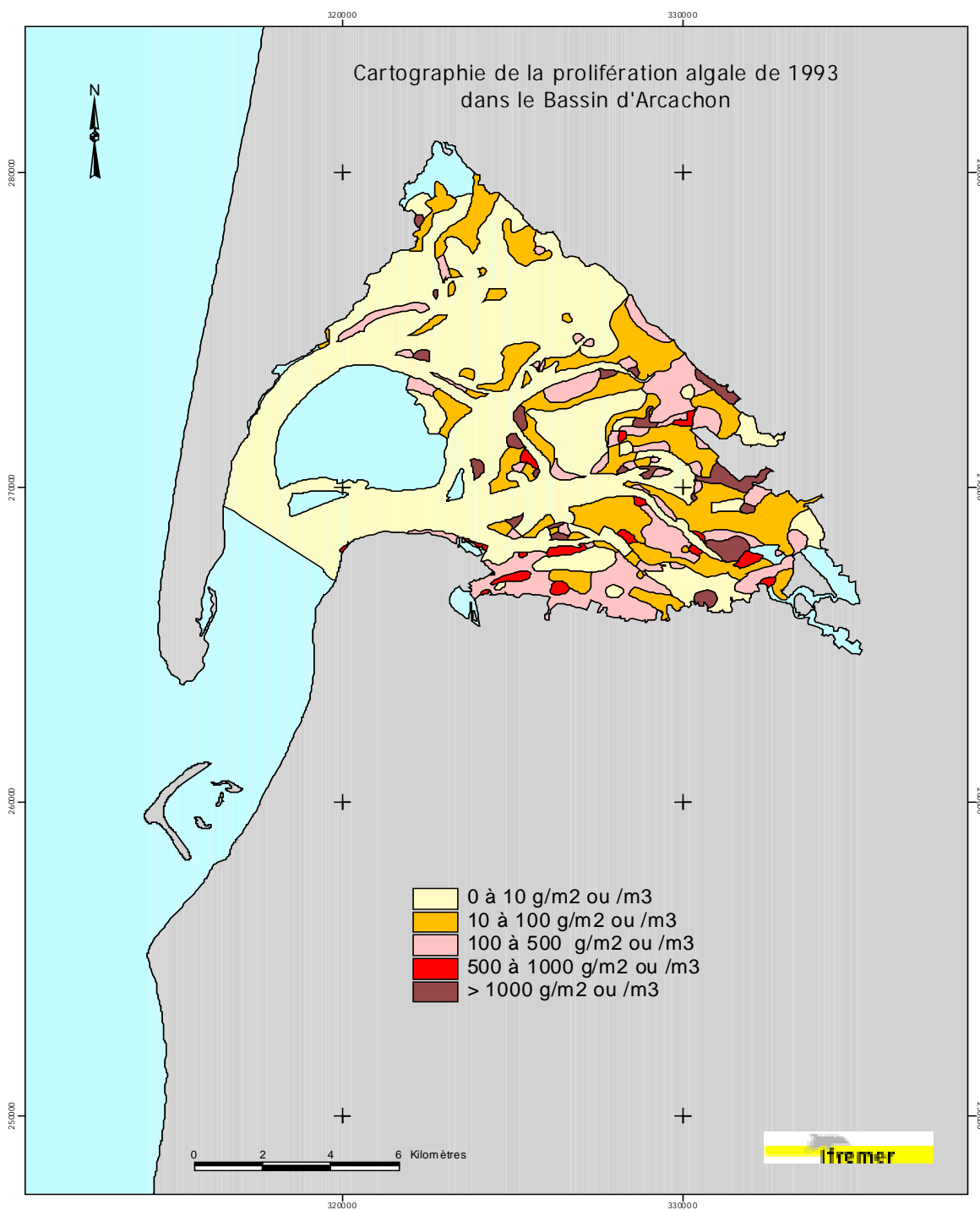


Figure 51 : Cartographie de la prolifération algale de 1993 à l'aide du SIG Arcview

Figure 51 : Cartographie de la prolifération algale de 1993 à l'aide du SIG Arcview

6.3.2 La répartition spatiale

L'examen des cartes de répartition spatiale des algues (Figures 48 à 51), aussi bien en quantité totale qu'en densité, montre nettement que, globalement, la partie Sud-Est du Bassin est la plus chargée en algues, et notamment le pourtour de cette zone, sur une très grande largeur. Ceci s'observe à la fois pour les chenaux, les estrans et plages, et sur les deux années (89 % en 1992 et 82 % en 1993 de la biomasse totale sont concentrés dans les strates estrans C, D, E et F, et la strate chenaux F).

Dans cette partie Est du Bassin, certains chenaux parmi les plus internes s'avèrent particulièrement chargés en algues : ce sont les chenaux de Lanton, de Touze, de la Sableyre, du Passant et certaines parties du chenal de Gujan. En 1993, les chenaux d'Audenge, du Courant, du Teich et de Taussat montrent aussi de fortes densités. Les grands chenaux, Teychan, Piquey, Ares, Mapouchet, Girouasse, Mouchtalette, correspondant aux trois axes principaux de circulation des eaux, sont peu garnis en algues, sauf parfois dans les herbiers de grandes Zostères. En 1993, les chenaux transversaux sont un peu plus chargés qu'en 1992, dans les herbiers des chenaux de l'Île, du Courant et de Cousse.

En ce qui concerne les estrans, il faut citer plus particulièrement le secteur s'étendant du Nord de Taussat à Lanton en passant par Cassy, la bordure du domaine de Certes et le delta de l'Eyre (bien prospecté en 1993), où la couverture d'algues est importante avec parfois des densités très fortes. Il en est de même pour les estrans du Sud-Est du Bassin, Salines, Mestras, Larros, Les Maureous, Lucarnan, s'étendant devant Gujan-Mestras, La Hume et La Teste. Il convient de signaler aussi quelques autres points remarquables, un peu plus au Nord du bassin, comme Lucasson (au large de Taussat), les bordures du chenal de Mouchtalette, et enfin le secteur des Jacquets.

En conclusion, les secteurs de plus fortes concentrations d'algues apparaissent globalement inchangés d'une année à l'autre et localisés dans la partie Est à Sud-Est du Bassin; par ailleurs, les observations faites tout au long de l'étude confirment la constance de cette répartition, y compris en été et en automne où les algues se maintiennent dans ces secteurs alors qu'elles disparaissent presque totalement dans le Nord du Bassin. La répartition spatiale des algues est sous la dépendance de plusieurs facteurs principaux : les vents, les courants et les conditions de développement de *Monostroma*. Il est certain que la modélisation du phénomène, associant un modèle courantologique, prenant en compte les conditions de vent, et un modèle biologique de croissance de *Monostroma obscurum*, représente la meilleure façon d'aborder cette question. Dès à présent, on peut cependant supposer que la répartition que nous avons observée n'a été que peu influencée par la météorologie, les estimations ayant été réalisées en dehors des périodes de mauvais temps. Par ailleurs, le faible renouvellement des eaux de ces secteurs, associé à une croissance rapide de cette espèce, permettent

de penser que les algues se développent principalement là où elles sont observées et que l'on pourra tenter de mettre en parallèle les caractéristiques hydrologiques du milieu avec ce développement.

6.3.3 Comparaison avec l'herbier de *Zostera noltii*

Il a semblé intéressant de comparer les biomasses maximales de *Monostroma* et de l'herbier de petites Zostères (*Zostera noltii*) ainsi que les contenus correspondants en Carbone, Azote et Phosphore (Tableau 48), sachant cependant qu'elles ne sont pas observées à la même période (fin du printemps pour *Monostroma* et fin de l'été pour *Zostera noltii*).

	<i>Monostroma obscurum</i>	<i>Zostera noltii</i>	
		feuilles	rhizomes et racines
Poids sec (t)	2 500	7 000	7 000
Carbone (1) (t)	825 (33 %)	2450 (35 %)	1715 (24,5 %)
Azote (1) (t)	112,5 (4,5 %)	210 (3 %)	87,5 (1,25 %)
Phosphore (1) (t)	7,5 (0,3 %)	17,5 (0,25 %)	14 (0,2 %)

(1) Calculs d'après les concentrations moyennes annuelles en éléments dans ces végétaux.

Tableau 48 : Biomasse maximale de *Monostroma obscurum* et de *Zostera noltii* (tonnes de poids sec) et contenus correspondants en tonnes (%) de carbone, d'azote et de phosphore.

La biomasse maximale d'algues représente un peu moins de 20 % de la biomasse maximale de l'herbier Zostères naines, 23 % de son contenu en P et près de 40 % de son contenu en N.

Ces valeurs, comparées aux apports annuels de N et de P par les rivières, montrent que l'azote des algues représente environ 14 % et le phosphore 100 à 200 % des apports par les rivières. Un autre type de comparaison peut être fait entre les productions annuelles des différents compartiments primaires bien que celles-ci ne soient que très imparfaitement approchées pour *Monostroma* comme nous allons le voir.

6.4 Evolution de la biomasse et production annuelle

6.4.1 Simulation de l'évolution de la biomasse au cours de l'année d'étude

Simuler l'évolution de la biomasse totale des algues au cours de l'année est l'un des objets de la modélisation. Sans mettre en oeuvre cette technique, nous avons essayé de reconstituer cette évolution par une autre méthode extrêmement simplifiée et dont les résultats ne sont qu'indicatifs. A la biomasse de départ de juin 1992, nous appliquons les taux de production (cf. chapitre 6.3.) et de dégradation (Partie MILIEU, chapitre 3.2.2.) expérimentaux correspondant à la période, ce qui permet de calculer une nouvelle biomasse, puis, par itérations successives, la biomasse finale connue par l'estimation terrain de juin 1993, cette dernière permettant de caler le pourcentage d'algues auquel on applique le taux de dégradation. Ajoutons que **cette reconstitution ne prend pas en compte l'exportation d'une partie des *Monostroma* à l'extérieur du Bassin et qu'elle est, de ce fait, surévaluée**. Le coefficient pour lequel la simulation a permis de retrouver la valeur de biomasse évaluée sur le terrain en juin 1993 est de 44,5 %, ce qui signifie que la reconstitution a été faite avec des taux de dégradation appliqués à 44,5 % de la biomasse à un instant donné. Cette simulation très imparfaite permet de calculer à chaque étape la quantité d'algues produite et la quantité dégradée.

La biomasse totale passe ainsi d'une valeur maximale de **2 680 t de poids sec en juillet** à une valeur minimale de **1 110 t en hiver** (Figure 52). **La production annuelle est évaluée à 7 600 t en poids sec.**

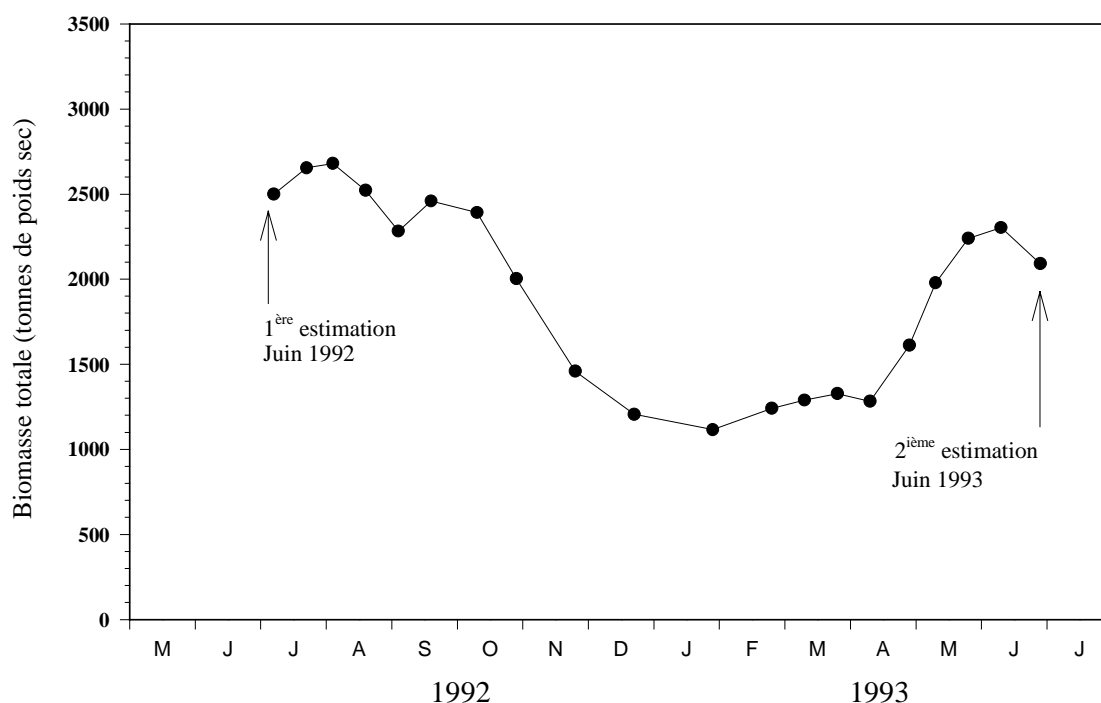


Figure 52 : Reconstitution de l'évolution annuelle de la biomasse totale de *Monostroma obscurum* (tonnes de poids sec) entre les deux estimations de terrain.

6.4.2 Comparaison avec la production des autres compartiments de l'échelon primaire

Les productions sont extraites ou extrapolées (Auby *et al.*, 1993) des travaux de :

- Sorriano-Sierra (1992) pour les Phanérogames halophiles,
- Auby (1991) et Durin (1992) pour *Zostera noltii* et *Z. marina*,
- Guillocheau (1988) pour le phytoplancton,
- Escaravage (1989) et Auby (1991) pour le microphytobenthos.

Il est intéressant de comparer les productions des algues entre elles, qu'elles soient micro ou macro algues, et surtout le phytoplancton et *Monostroma* car ils se développent tous deux dans la colonne d'eau alors que les Zostères, qui possèdent des racines, puisent dans le sédiment une partie des éléments nutritifs dont elles ont besoin. Si l'on transforme ces productions (en masse totale) en masses d'azote et de phosphore, la production de *Monostroma* (Tableau 49) correspond respectivement au tiers et à la moitié de celle du phytoplancton¹⁴ et à 8% (azote) et 5% (phosphore) de la totalité de la production primaire dans le Bassin. Par ailleurs, elle représente respectivement le tiers des apports en azote des rivières et 3 à 6 fois ceux en phosphore. Il faut toutefois penser qu'en terme de sources de nutriments, une partie de cette production recyclée s'ajoute aux disponibilités du milieu.

	Production totale (t poids sec /an)	Carbone (t/an)	Azote (t/an)	Phosphore (t/an)
Phanérogames halophiles	7 612 - 9 098	3 045 - 3 636	537 - 686	73 - 93
<i>Zostera noltii</i>	30 791 - 43 697	9 275 - 13 300	660 - 960	70 - 100
<i>Zostera marina</i>	6 213	2 003	157	15
Microphytobenthos	---	4 930 - 12 270	860 - 2 140	120 - 290
<i>Monostroma obscurum</i>	7 600	2 508	342	23
Autres macroalgues	aucune estimation notamment des autres espèces proliférantes <i>Enteromorpha clathrata</i> et <i>Centroceras clavulatum</i>			
Phytoplancton	---	3 540	625	85
TOTAL		25 301 - 37 257	3 181 - 4 910	386 - 606

Tableau 49 : Productions annuelles estimées des différents compartiments de l'échelon primaire (Auby *et al.*, 1993).

¹⁴ L'estimation de la production de ce compartiment n'a été réalisée qu'à une seule occasion (cycle annuel 1984-85). Compte-tenu du développement récent des macroalgues, il serait nécessaire d'actualiser ces données.

6.5 Comparaison avec d'autres proliférations algales

Il convient de situer la prolifération de *Monostroma obscurum* dans le Bassin d'Arcachon par rapport à celles observées dans d'autres sites (Tableau 50). Tout d'abord, c'est la première fois qu'une prolifération du genre *Monostroma* est signalée dans le monde. Les autres sites sensibles voient en effet la multiplication d'algues des genres *Ulva*, *Enteromorpha*, parfois *Chaeotomorpha* et *Cladophora*. Les espèces d'*Ulva* les plus couramment citées sont *Ulva rigida*, en Australie et dans la lagune de Venise, et *Ulva lactuca* en Angleterre et au Danemark (Geertz-Hansen *et al.*, 1993).

Par ailleurs, l'importance de ce développement algal n'a pas de commune mesure avec ce qui est observé dans certains sites comme la lagune de Venise où des biomasses d'algues fraîches de plusieurs centaines de milliers de tonnes apparaissent comme extrêmement alarmantes. Le Bassin d'Arcachon se place cependant parmi les deux sites majeurs de prolifération algale au niveau national, avec la Baie de Saint-Brieuc. La situation est préoccupante, non seulement du fait des nombreuses nuisances occasionnées par ces algues, mais également parce que ce qui est actuellement observé pourrait n'être que le début du phénomène.

Site	Surface	Année	Espèce	Biomasse maximale*	Densité	Auteur
Saint-Brieuc	2 600 ha	1986 1992	<i>Ulva</i>	25 000 t PF 15 000 t PF	0,1 à 8 kg/m ² PF	Piriou <i>et al.</i> (1993)
Littoral breton (20 sites)	--	1993	<i>Ulva</i>	100 000 à 200 000 t PF	--	Piriou <i>et al.</i> (1993)
Etangs palavasiens	--	1991	<i>Ulva</i>	--	5 kg/m ² PF	Anonyme (1991)
Bassin d'Arcachon	15 500 ha	1992 1993	<i>Monostroma obscurum</i>	21 000 t PF 18 000 t PF	0 à 6 kg/m ² PF	présente étude
Porstmouth Langstone (Sud-Angleterre)	1 500 ha 1 000 ha	1982 1983	<i>Ulva lactuca</i> et <i>Enteromorpha</i>	20 % de la surface 40 % de la surface	--	Soulsby <i>et al.</i> (1985)
Rivière Eden (Ecosse)	--	1978	<i>Enteromorpha</i>	--	5 à 116 g/m ² PS	Owens et Stewart (1983)
Peel Inlet Harvey estuary (Australie)	7 500 ha 5 600 ha	1978 à 1989	<i>Cladophora montagneana</i> <i>Chaetomorpha linum</i> <i>Ulva rigida</i> <i>Enteromorpha intestinalis</i>	4 000 à 60 000 t PS	0 à 4,4 kg/m ² PS	Lavery <i>et al.</i> (1991)
Lagune de Venise	8 500 ha	1987	<i>Enteromorpha</i> <i>Ulva rigida</i>	547 000 tonnes PF	0 à 30 kg/m ² PF	Sfriso <i>et al.</i> (1989)

* PF = poids frais

PS = poids sec

Tableau 50 : Caractéristiques de quelques proliférations macroalgales observées dans le monde.

7 Estimation de la production de *Monostroma obscurum*

7.1 Introduction

Le terme de **production** désigne la quantité de matière produite par unité de temps. En ce qui concerne les végétaux photosynthétiques, on parle de **production primaire** (et de production secondaire pour les animaux). Par ailleurs, on distingue la **production brute**, ensemble de la matière organique synthétisée au cours d'un temps donné, de la **production nette** correspondant à la matière organique nouvellement disponible à la fin de ce temps. La production nette est égale à la production brute diminuée de la matière dégradée pendant l'intervalle de temps considéré.

Les expériences dont les résultats sont présentés dans ce chapitre avaient pour but d'estimer la production des populations de *Monostroma obscurum* du Bassin d'Arcachon.

7.2 Méthodes

Deux grands types de méthodes permettent de caractériser la **production** d'un organisme végétal.

Le premier s'appuie sur les **capacités photosynthétiques** des algues. Dans ce cas, on mesure soit la quantité d'oxygène libéré, soit la quantité de carbone fixé par le végétal en un temps donné. On évalue ainsi la **productivité potentielle** d'une algue. **Quelques expériences de ce type ont été réalisées au cours de cette étude par G. Levavasseur (Station biologique de Roscoff).**

Le second consiste à apprécier directement la **croissance pondérale** au cours d'un temps donné. Cette mesure peut être réalisée en laboratoire ou sur le terrain. C'est cette méthode que nous avons utilisée au cours de cette étude. La production mesurée de cette façon est une **production nette**.

7.2.1 Mesures d'activité photosynthétique

Deux séries de mesures d'activité photosynthétique ont été réalisées par G. Levavasseur en juillet 1992 et août 1993. Entre ces deux dates, le protocole expérimental s'est quelque peu modifié. En effet, au cours de la seconde série d'expériences, ce chercheur a utilisé un matériel dont l'automatisation permet d'obtenir un grand nombre de résultats en un temps relativement court. Les détails de cette technique sont consignés dans une publication de cet auteur (Levavasseur *et al.*, 1991). Nous n'en reprendrons pas ici la description détaillée, et nous nous bornerons à en exposer le principe.

Une certaine quantité de végétal (de masse ou de surface connue) est placée dans un récipient rempli d'eau de mer dont la température est maintenue constante. L'eau du milieu est constamment agitée afin d'assurer l'homogénéité de la diffusion des gaz dans l'eau. L'algue est exposée à une certaine quantité de lumière (mesurée par l'intermédiaire d'une sonde). Si l'on veut mesurer l'activité photosynthétique maximale d'une algue, on choisit de l'exposer à une intensité lumineuse saturante

(pour laquelle sa photosynthèse n'est pas limitée par la lumière). Dans le cas où l'on s'intéresse à la réactivité de l'algue à l'éclairement, on la soumet à des niveaux croissants d'intensité lumineuse (cf chapitre 5.5.). Les teneurs en oxygène dissous au début et à la fin de la période d'exposition à un certain niveau de lumière sont mesurées, soit par la méthode de Winkler (dosage chimique), soit par méthode polarographique (utilisation d'une sonde à oxygène). La différence entre ces deux concentrations (en mg O₂/l), rapportée au poids d'algues contenu dans le récipient, au volume d'eau et à la durée de l'expérience, permet de calculer l'activité photosynthétique de l'espèce considérée (quantité d'oxygène dégagée par gramme de poids sec d'algue et par heure).

On considère que le **quotient photosynthétique** (nombre de moles d'oxygène dégagé = nombre de moles de carbone fixé) est égal à 1. De ce fait, lorsque l'on veut convertir la quantité d'oxygène dégagé en quantité de carbone fixé, on la multiplie par 0,37 (rapport des masses molaires de C [12] et de O₂ [32]).

Il importe de rappeler que la productivité mesurée grâce à cette technique représente, en quelque sorte, la potentialité d'une espèce à produire de la matière organique en milieu contrôlé. Dans ce cas, l'estimation de la production n'est pas faussée par des pertes éventuelles dues à la dégradation de l'algue.

7.2.2 Mesures de croissance *in situ*

Lorsque l'on étudie le développement d'algues fixées, il est possible d'en estimer la production nette en mesurant la variation de biomasse dans un espace donné (poids d'algue / unité de surface) entre deux dates. Quand on a affaire à des thalles libres, une telle méthode est inapplicable, du moins lorsqu'ils se développent dans un milieu où l'hydrodynamisme est suffisamment important pour que ces thalles se déplacent. Dans ce cas, on est dans l'obligation d'appliquer une méthode indirecte de mesure pour estimer le développement de la population, en s'intéressant aux variations de biomasse de lots d'algues individualisés. La croissance de ces lots peut être étudiée en laboratoire, en conditions physico-chimiques contrôlées, ou sur le terrain, de manière à apprécier les effets de l'environnement sur le développement de l'algue. C'est ce second type de démarche, également utilisé pour estimer la production des ulves proliférant sur les côtes bretonnes (Piriou, 1990, 1991; Piriou et Ménesguen, 1990), qui a été adoptée au cours de cette étude.

Le taux de croissance des thalles de *Monostroma obscurum* a été mesuré *in situ* pendant un cycle annuel (mai 1992 à juin 1993), en différents points du Bassin (Figure 53). Ces stations ont été choisies de manière à couvrir l'ensemble des zones de la Baie où cette algue se développe.

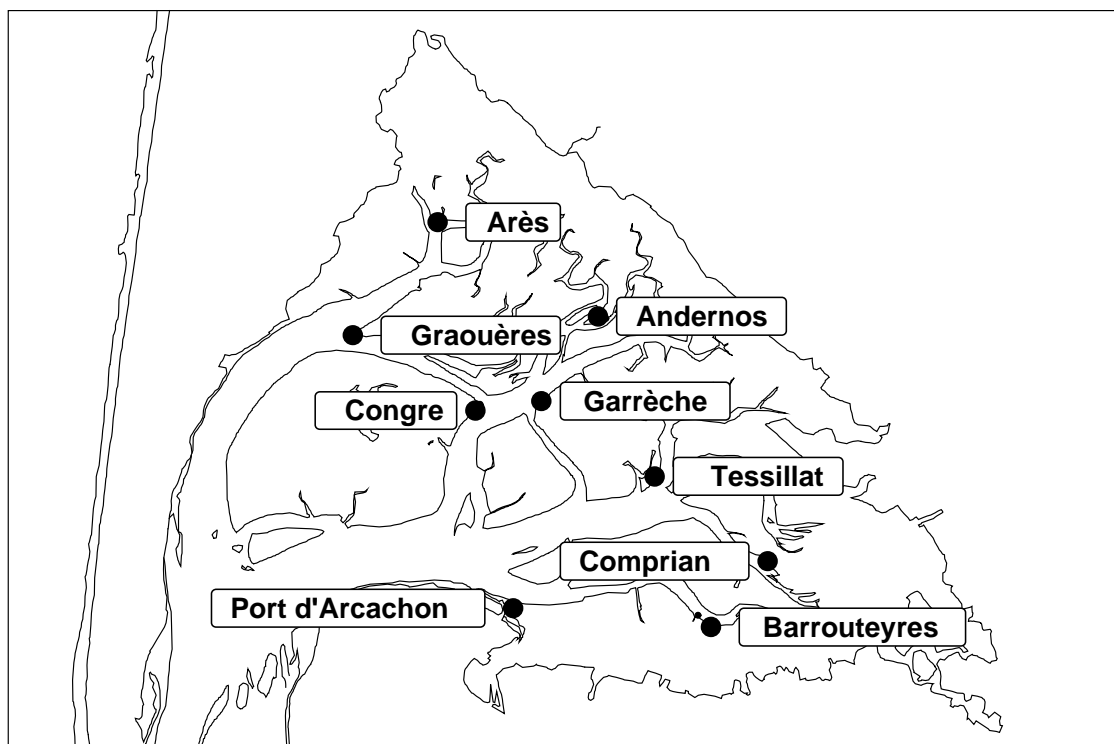


Figure 53 : Localisation des stations de mesure de la croissance de *Monostroma*.

La technique adoptée pour réaliser ces mesures était la suivante :

Les algues destinées à l'expérience étaient récoltées en un seul site du Bassin, généralement dans la partie Sud-Est de la Baie, où elles sont les plus abondantes. A l'intérieur de cet échantillonnage, seuls les thalles en bon état (sans trace de dégradation et sans épiphytes) étaient sélectionnés. Les algues étaient ensuite rapidement essorées et réparties en lots de 30 grammes (poids frais essoré). Le rapport entre le poids frais et le poids sec (après passage à l'étuve à 90°C pendant 48h) était calculé sur trois sous-échantillons. Ces lots étaient placés dans des sacs en Nylon dont le schéma et la description sont présentés sur la figure 54.

Les sacs étaient ensuite fixés par des cordes à des balises en bordure de chenal, de façon à être **immergés en permanence**. Selon la période de l'année, les sacs séjournaient sur le site de 2 à 3 (hiver) semaines. Les algues étaient ramenées au laboratoire et triées. En effet, malgré la finesse des mailles, il était fréquent de trouver à l'intérieur des sacs des feuilles de *Zostera noltii*, de petits Amphipodes (Gammare, notamment), et parfois même des épiphytes sur les thalles (Ascidies et Annélides tubicoles). Le poids des algues était alors de nouveau mesuré, après passage à l'étuve, de manière à obtenir un poids sec.

Le taux de croissance journalière est alors calculé de la façon suivante (Fong et Zedler, 1993):

$$\text{TC (/jour)} = [((\text{Pt}-\text{P0})/\text{P0}) / t] * 100$$

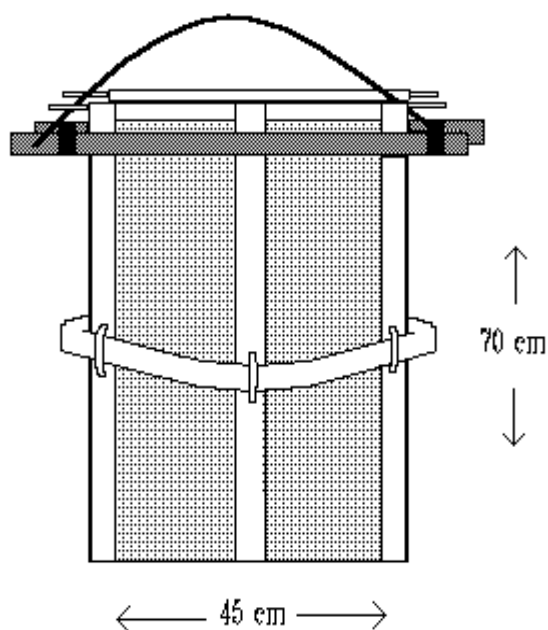
avec P0 = Poids sec des algues au début de l'expérience (grammes de poids sec)

Pt = Poids sec des algues à la fin de l'expérience (grammes de poids sec)

t = durée de l'expérience (jours)

Toutefois, de nombreux auteurs utilisent une autre formule pour mesurer le taux de croissance. Afin de comparer la production de *Monostroma* avec celle d'autres espèces, nous avons été amenés à l'utiliser également. Elle s'énonce comme suit :

$$\text{TC (/jour)} = \text{Log} (\text{Pt}/\text{Po}) / t$$



Les sacs contenant les algues sont constitués d'un filet en nylon de maille 1mm* dont les cotés, les zones centrales et les parties supérieures sont doublées en toile. La poche est maintenue fermée par deux liteaux de bois, réunis de part et d'autre de l'ouverture par des élastiques découpés dans des chambres à air. Un cercle en tuyau fixé autour du sac grâce à des anses ménagées dans les parties en toile permet que les bords du sac soient écartés pour que les algues aient assez d'espace pour se développer. La corde servant à attacher le sac sur la balise est fixée à ces liteaux. Afin de le protéger contre les dégradations d'origine mécanique, chaque sac est enserré dans une poche ostréophile à large maille.

* Le choix de cette maille était dicté par deux nécessités :

1. empêcher les gros organismes herbivores de pénétrer dans le sac
2. Permettre la circulation de l'eau entre les algues

Figure 54 : Description des sacs utilisés pour estimer la croissance de *Monostroma*.

7.2.3 Problèmes liés à la méthodologie adoptée

1. Nous avons pensé qu'il était souhaitable d'estimer également la production des algues situées en **position intertidale**, soumises à l'alternance humidification - dessiccation et à des conditions d'éclairement très variables (parfois beaucoup plus fortes que dans l'eau). En effet, une forte proportion des *Monostroma* du Bassin se trouvent, au moins temporairement, échouées sur l'estran. Malheureusement, nos expériences en ce sens n'ont pas abouti.

Dans certains cas, les algues contenues dans les sacs se desséchaient complètement. Trente grammes de *Monostroma* ne constituent pas une épaisseur suffisante pour maintenir, à basse-mer, assez d'humidité pour permettre la survie des algues. Dans le milieu naturel, les thalles se réunissent souvent en banquettes relativement épaisses. Dans ce cas, seules les algues de la partie supérieure de la banquette se dessèchent. Il était impossible de trier suffisamment d'algues au cours de chaque expérience pour reproduire ces conditions.

Pour pallier cet inconvénient, nous avons tenté de placer les sacs dans des dépressions de l'estran ou dans des petits "esteys" découvrants. Dans ce cas, les sacs étaient rapidement remplis par du sédiment fin transporté au cours des marées, et les algues y pourrissaient rapidement.

Il a donc été malheureusement impossible d'estimer la production des algues placées en position intertidale.

2. Le second problème qui s'est posé à nous au cours de ces expériences touche à la **provenance des algues destinées à l'expérimentation**. Dans un premier temps, nous avons pensé réutiliser d'une fois sur l'autre les algues provenant d'une même station. Cette précaution nous paraissait nécessaire, du fait que la croissance est conditionnée non seulement par la concentration des nutriments dans le milieu, mais également par les teneurs en azote et en phosphore des algues elles-mêmes (cf chapitre 9). Il est apparu rapidement qu'une telle manipulation était impossible. En effet, les algues qui avaient séjourné dans les poches étaient pour certaines d'entre elles, relativement abîmées (une partie des thalles mis en culture peut se dégrader) et/ou passablement épiphytées. Par ailleurs, il était à peu près impossible de prélever, pour chaque expérience, des algues provenant de chacune des stations étudiées. En effet, il arrivait que nous ne trouvions pas d'algues dans certains de ces sites, ou qu'elles n'y soient pas en bon état.

Nous avons donc choisi de réaliser les expériences avec des algues provenant d'une zone où elles se trouvent pendant toute l'année, c'est à dire la zone Sud-Est du Bassin.

Leur contenu interne en azote¹⁵ est peu différent de celui des algues des autres zones du Bassin entre **octobre et avril** (cf chapitre 9). **La production mesurée pendant cette période doit donc retracer assez justement ce qui se passe dans les différentes zones du Bassin.**

Par contre, les concentrations en azote des algues de la zone sous influence de l'Eyre sont plus élevées **du mois de mai au mois de septembre** que celles des *Monostroma* qui se développent dans

¹⁵ Dans le chapitre 5, nous montrons que les *Monostroma* de l'ensemble du Bassin ne sont, en aucun cas, limitées par le phosphore.

d'autres zones du Bassin. Lorsque ces algues sont placées dans les stations où la concentration en azote inorganique de l'eau est faible, elles peuvent se développer, pendant un certain temps, en utilisant leurs réserves internes. **Pour cette raison, au cours de cette période, on peut craindre que la production mesurée dans les zones pauvres en azote inorganique (centre et nord du Bassin) soit surestimée par rapport à ce qui se passe dans la réalité.** Dans ces stations, on mesure, à cette période, une production potentielle que l'on ne peut pas réellement associer aux concentrations en nutriments du milieu. **Par contre, la production mesurée à partir de ces algues dans les stations de la zone Sud-Est du Bassin est, *a priori*, représentative de ce qui se passe dans le milieu.**

Pour ces raisons, dans les paragraphes suivants, nous raisonnerons souvent sur la période où les taux de croissance des algues des différentes zones sont estimées sans ce biais : octobre 1992 à avril 1993.

7.3 Résultats et discussion

7.3.1 Evolution annuelle du taux de croissance *in situ* des *Monostroma* du Bassin

L'évolution annuelle du taux de croissance journalier moyen des *Monostroma* du Bassin est représentée sur la figure 55. Cette espèce est présente et se développe dans la Baie tout au long de l'année. La période à laquelle les algues croissent le moins est le mois de décembre (0,06 % en moyenne) tandis que le maximum de croissance est observé en avril (3,94%) et mai (3,75%). Cette reprise de croissance précoce dans l'année a également été observée chez *Monostroma fuscum* (Price et Hylleberg, 1982) alors que les Ulves, par exemple, se développent généralement mieux à la fin du printemps et au début de l'été (*Ulva fenestrata* (Price et Hylleberg, 1982); *Ulva sp.* des marées vertes bretonnes (Piriou, 1990, 1991)).

Dans l'introduction générale de ce rapport et le chapitre 1, nous avons évoqué l'importance du rôle de la lumière dans le métabolisme des organismes photosynthétiques. Il faut rappeler que l'éclairement dont disposent les algues est la résultante de la lumière incidente sur la surface de l'eau diminuée de celle absorbée par les particules en suspension et la masse d'eau elle-même.

Dans ses grandes lignes, le taux de croissance moyen des *Monostroma* du Bassin évolue de la même façon que le rayonnement solaire (Figure 56). Néanmoins, certains événements de la courbe de production ne sont pas expliqués par l'évolution de ce cycle d'éclairement. Lorsque l'on observe également la courbe de la concentration moyenne en seston (traduisant la turbidité de l'eau qui baigne les sacs d'algues), on constate que la majorité des petites variations du taux de croissance sont inversement reliées aux fluctuations de la turbidité. Nous avons alors calculé, pour chaque date, le rapport rayonnement / seston. Les fluctuations de cet indice sont présentées sur la figure 57 avec les taux de croissance moyens. Entre juillet 1992 et avril 1993, ces deux paramètres fluctuent d'une façon étonnamment synchrone. Si l'on considère uniquement la période comprise entre octobre 1992 et avril 1993 la régression linéaire entre taux de croissance et rayonnement/ seston est très bien ajustée (figure 58). **Pendant toute cette période de l'année (octobre à début avril), on peut donc considérer que la croissance de *Monostroma* est, en priorité, conditionnée par la lumière.**

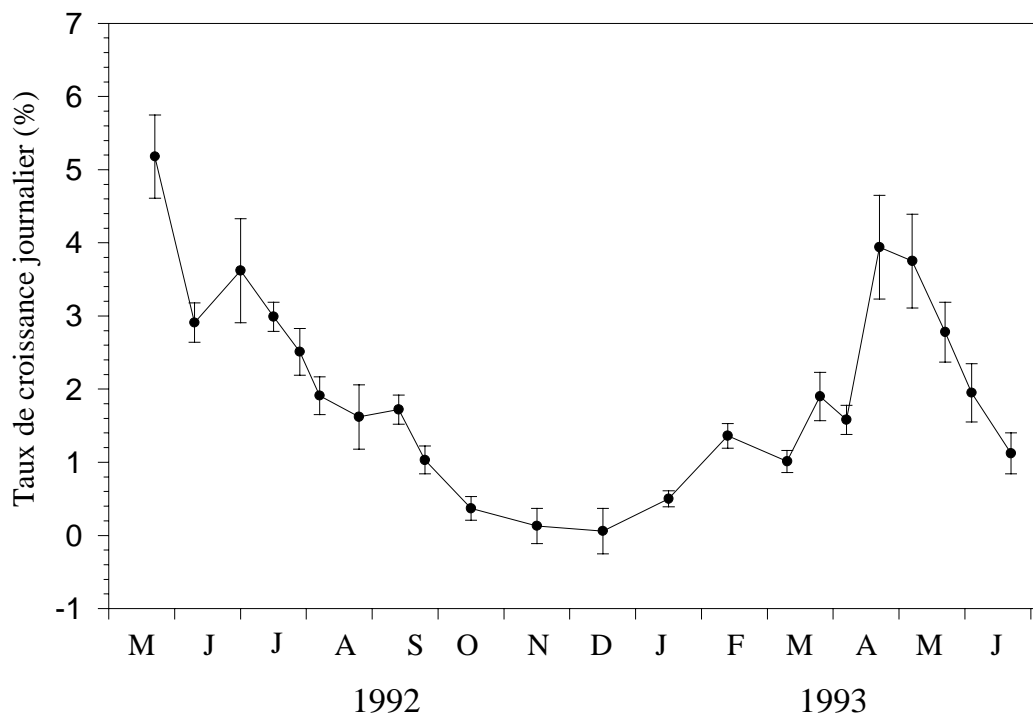


Figure 55 : Evolution saisonnière du taux de croissance moyen (moyenne et erreur standard) des *Monostroma* dans les sacs.

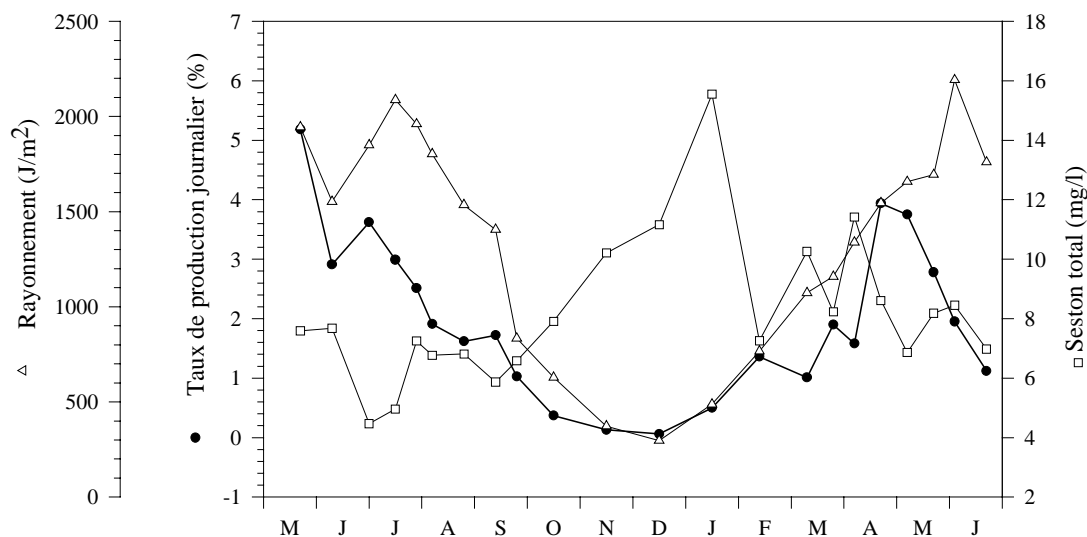


Figure 56 : Evolution annuelle du rayonnement (J/m^2), de la concentration en seston (mg/l) et du taux de production journalier moyen des *Monostroma*.

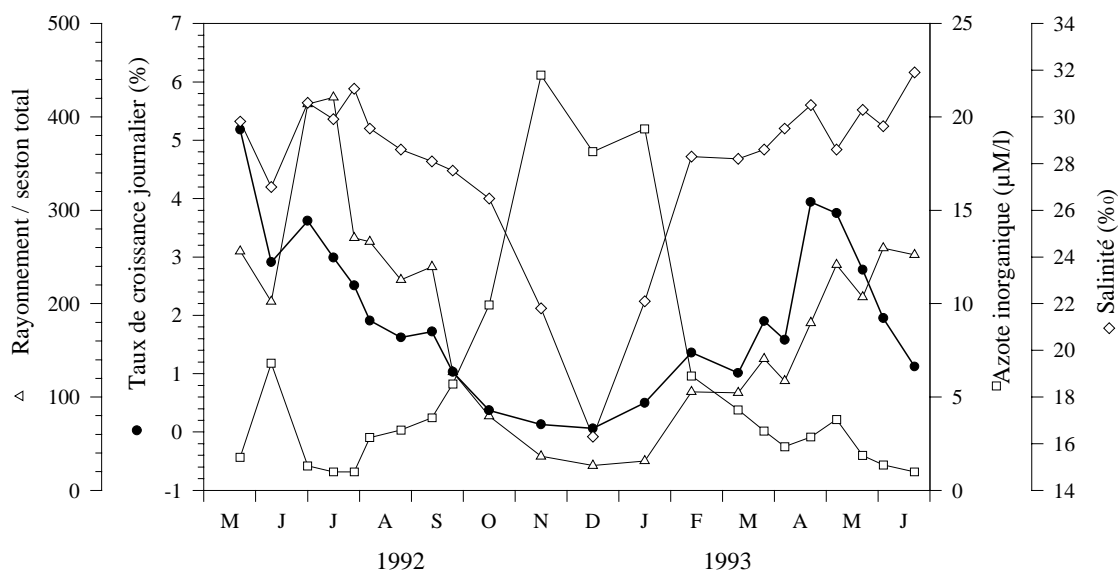


Figure 57 : Evolution annuelle du rapport rayonnement/seston, de la salinité moyenne (‰), de la concentration moyenne en azote inorganique dans l'eau (µg/l) et du taux de production journalier moyen des *Monostroma*.

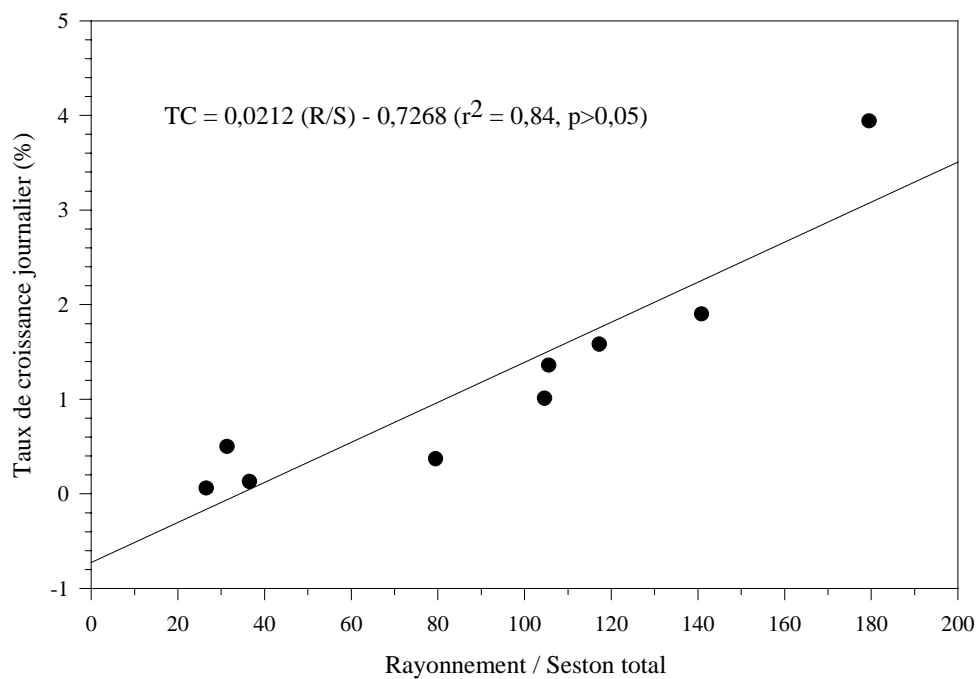


Figure 58 : Régression linéaire entre le rapport rayonnement/ seston total et le taux de croissance journalier moyen de *Monostroma*.

En ce qui concerne l'année 1993, on peut remarquer que le parallélisme des évolutions de ces deux courbes cesse dès la fin du mois d'avril¹⁶ (Figure 57). A partir de cette époque, le taux de croissance diminue fortement tandis que le rapport R/S évolue assez peu. Il ne s'agit pas là d'un artefact dû à notre méthodologie. En effet, le taux de croissance que nous mesurons à partir du mois d'avril ne peut être que surestimé. Un **autre facteur du milieu** est donc responsable de cette évolution.

Connaissant les caractéristiques physiologiques de cette espèce (chapitre 5.5.), on peut estimer que les modifications de la salinité, de la température et de l'éclairement entre les périodes précédant et suivant le mois d'avril n'expliquent pas cette diminution de la croissance.

On peut alors penser que le facteur incriminé pour expliquer cette réduction de la croissance touche à la **limitation des algues par l'azote**¹⁷. En 1992 comme en 1993, les deux périodes où la courbe de croissance diverge de celle du rapport R/S correspondent à des époques où la concentration en azote inorganique dans l'eau est la plus faible (environ 1µmol/l). Pendant la période de forte croissance, les algues utilisent leurs réserves internes en cet élément, comme nous le verrons dans le chapitre 9. Si, parallèlement à ce processus, le milieu s'appauvrit en azote, les algues ne disposent plus de ce nutriment en quantité suffisante pour maintenir cette production élevée.

Cette **limitation par l'azote qui fait suite à la limitation par la lumière** est un phénomène parfaitement connu des régions tempérées (Lobban *et al.*, 1985). Par exemple, Chapman et Craigie (1977) ont montré que les Laminaires épuisent rapidement leurs réserves internes en azote lorsque la concentration en nitrate dans l'eau a diminué et que la croissance s'est accélérée. Au dessous d'un certain seuil de concentration en nitrate dans les laminaires, ces auteurs observent une brusque diminution de leur croissance. Selon les régions, ce phénomène se produit plus ou moins tôt dans la période de croissance (du printemps à l'automne).

Au regard de la figure 59, dans laquelle sont présentées les variations du taux de croissance à chaque station, cette interprétation de nos résultats pose cependant un problème. Il faut garder présent à l'esprit que les algues utilisées pour ces expériences présentent, pendant toute l'année (c'est-à-dire y compris après le mois de mai 1993), des contenus en azote élevés (chapitre 9).

Lorsque ces algues sont transplantées dans des zones où les concentrations en azote dans l'eau sont très faibles pendant l'été (Arès ou Graouères, par exemple), on peut comprendre que l'utilisation de ces réserves ne leur suffise pas pour se développer à la même allure que lorsque l'azote était relativement abondant dans le milieu (fin de l'hiver - début du printemps). **Cette limitation en azote des algues situées dans les zones du Bassin éloignées du delta de l'Eyre explique, sans aucun doute, leur raréfaction (ou leur disparition) dans ces parties de la Baie pendant l'été** (cf chapitre 6).

Il est par contre beaucoup plus difficile d'expliquer de cette manière la diminution du taux de croissance des algues situées à Comprian ou au Tessillat (Figure 59). En effet, à la fin du printemps,

¹⁶ En 1992, cette situation est observée au mois de juillet

¹⁷ Les expériences consignées dans le chapitre 5 montrent que le phosphore ne limite apparemment pas la croissance des *Monostroma* du Bassin.

la concentration en azote dans l'eau est encore assez élevée dans cette zone pour que le contenu des algues en cet élément ne diminue pas au dessous de la concentration critique déterminée dans le chapitre 9. Dès lors, il est peu probable que les algues contenues dans les sacs de ces stations soient, après le mois de mai, limitées par ce nutriment.

Un autre facteur, qui se surimpose à la limitation par l'azote (si l'on considère l'ensemble du Bassin), doit donc être invoqué pour expliquer la diminution du taux de croissance à partir du mois de mai.

Une première hypothèse permettant d'expliquer ce phénomène est discutée dans le chapitre 8.3.. En effet, au regard de la figure présentant les variations saisonnières de l'absorption des différentes formes de l'azote (Figure 63), il apparaît que la vitesse d'absorption du nitrate par *Monostroma* augmente significativement à la fin du printemps. Par rapport à l'utilisation de l'ammonium, celle du nitrate occasionne une dépense énergétique plus élevée pour l'algue. Cette énergie utilisée pour absorber l'azote serait alors perdue pour la croissance.

La seconde hypothèse, sans doute plus réaliste, repose sur le fait que le taux de croissance que l'on mesure ici correspond à une production nette (production brute - dégradation). **Il n'est pas impossible que la production brute de *Monostroma obscurum* ne diminue pas à partir du mois de mai, au moins dans les stations où les algues ne sont pas limitées par l'azote, mais que son taux de dégradation s'élève fortement à partir de cette période.** En effet, l'étude des variations saisonnières de la dégradation de *Monostroma* dans le sédiment (Partie MILIEU, chapitre 3.2.2.) a montré que l'augmentation printanière de la température provoque une accélération de l'activité des bactéries responsables de cette décomposition. Il n'y a aucune raison pour que cela se passe différemment dans la masse d'eau. Toutefois, seules des mesures conjointes du taux de croissance *in situ* et de la photosynthèse permettraient de vérifier cette hypothèse.

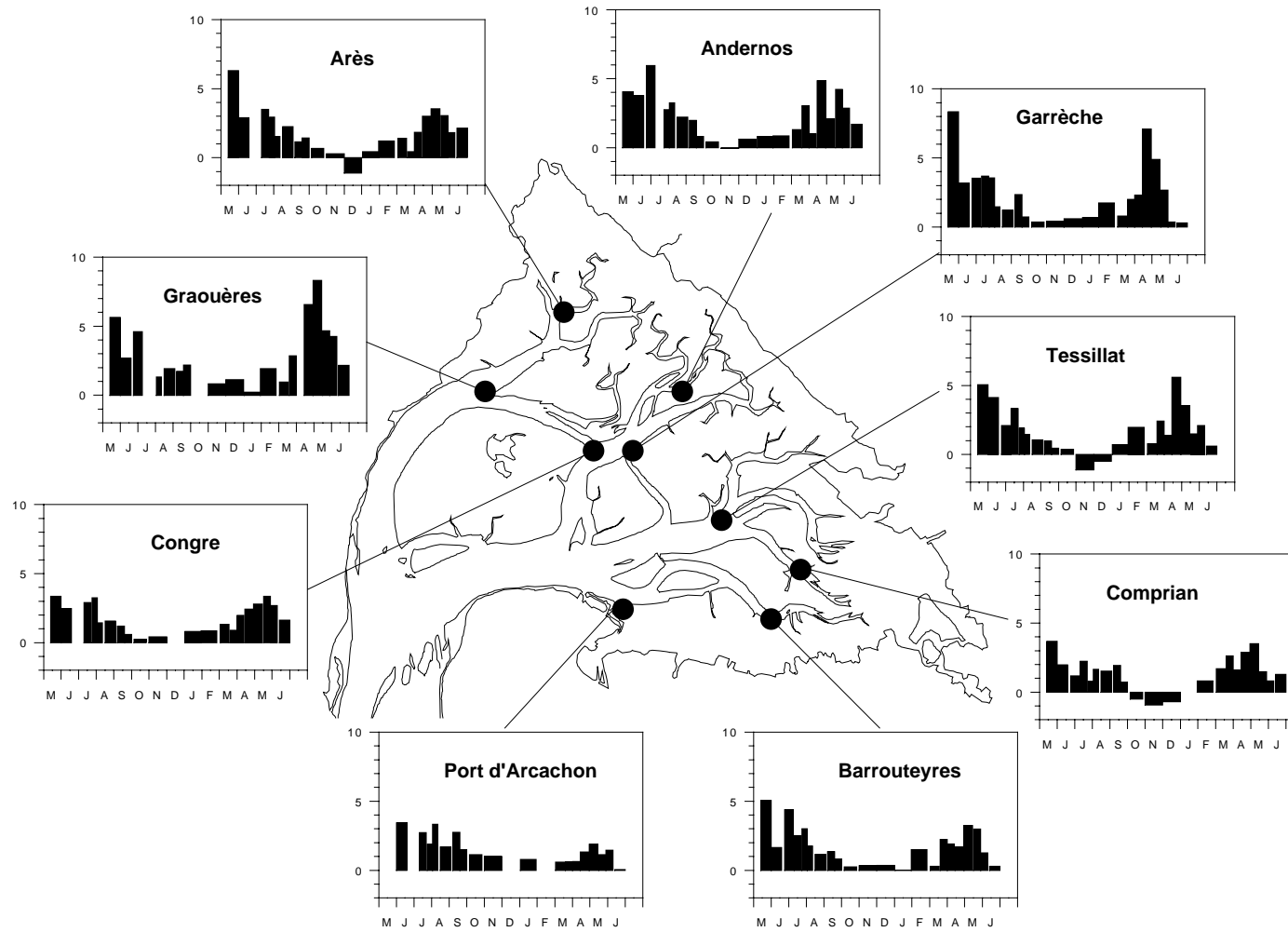


Figure 59 : Taux de croissance de *Monostroma* dans les différentes stations.

7.3.2 Différences de taux de croissance en fonction de la localisation

Les fluctuations saisonnières du taux de croissance de *Monostroma* dans les différentes stations expérimentales sont rapportées sur la figure 59. Par ailleurs, nous avons rassemblé sur le tableau 51 les valeurs minimales et maximales de cet indice de production.

	Taux de croissance journalier (%)		
	Printemps-été 1992	Automne 1992 - été 1993	
	maximal (MOIS)	minimal (MOIS)	maximal (MOIS)
Graouères	5,63 (MAI)	0,23 (JAN)	8,31 (MAI)
Arès	6,31 (MAI)	-1,11 (DEC)	3,55 (MAI)
Congre	3,35 (MAI)	0,26 (OCT)*	3,36 (MAI)
Garrèche	8,35 (MAI)	0,37 (OCT)	7,08 (AVR)
Andernos	5,95 (JUIN)	-0,06 (NOV)	4,86 (AVR)
Tessillat	5,05 (MAI)	- 1,13 (NOV)	5,60 (AVR)
Comprian	3,68 (MAI)	-0,92 (NOV)	3,51 (MAI)
Barrouteyres	5,05 (MAI)	0,01 (JAN)	3,25 (MAI)

* pas de données en décembre

Tableau 51 : Minima et maxima du taux de croissance de *Monostroma obscurum* dans les différentes stations de mesure.

Les résultats de la première colonne sont à considérer avec prudence. En effet, il est fort possible que le pic de croissance ait été antérieur au début de nos mesures. En effet, au cours de l'année 1993, les maxima ont été observés en avril dans certaines stations. D'autre part, ils correspondent à une période de l'année où les contenus en azote des algues des différents sites du Bassin sont déjà différents (cf chapitre 9.3.2.).

Les taux de croissance minimaux sont observés entre la fin de l'automne et le début de l'hiver, selon les stations. En certains points, la dégradation dépasse la production pendant 1 (Arès), 2 (Tessillat) ou 3 mois (Comprian), entre les mois d'octobre et de décembre.

Les valeurs maximales du taux de croissance au printemps 1993 (avril ou mai) sont relativement différentes selon les stations. Sur la base de cet indice, on distingue trois groupes.

- Taux de croissance maximal fort : > 7%

Graouères
Garrèche

-Taux de croissance maximal moyen : 4,5 à 7%.

Andernos
Tessillat

- Taux de croissance maximal faible : <4%

Arès
Congre
Comprian
Barroutheyres

De même, nous avons essayé de classer les stations en fonction des taux de croissance mesurés entre octobre 1992 et avril 1993. Pour ce faire, la comparaison du taux de croissance moyen aux différentes stations aurait eu peu de sens, en raison de la forte variation saisonnière de ce paramètre (écart-type très important). De ce fait, nous avons utilisé pour réaliser cette comparaison un test non paramétrique (Test de Kruskal-Wallis) dans lequel, pour chaque date, les données de l'ensemble des stations sont ordonnées et transformées en rang. Le calcul prend ensuite en compte le rang de chacune des stations pendant l'intervalle de temps considéré.

Le classement ainsi obtenu est le suivant :

Graouères	Station où le taux de croissance est le plus souvent plus élevé qu'ailleurs
Andernos	
Garrèche	
Tessillat	
Congre	
Comprian	
Arès	
Barroutheyres	Station où le taux de croissance est le plus souvent moins élevé qu'ailleurs.

Bien que ce test ne révèle pas de différence significative ($p > 0,05$) de production entre les différentes stations, on peut remarquer qu'il confirme à peu près le classement que nous avons établi sur la base du taux de croissance maximal.

L'interprétation de ces différences en fonction des facteurs du milieu est rendue délicate par le fait que nous ne disposons pas de mesures physico-chimiques dans l'ensemble des stations où nous avons mesuré le taux de croissance (Figures 32 et 53). Toutefois, à partir des quelques cas où ces deux types de stations coïncident (Figure 60a, b et c), on peut établir quelques correspondances.

Il faut remarquer que la station d'hydrologie IFREMER désignée sous l'appellation "Comprian" a été déplacée en février 1992. Avant cette date, elle était située au niveau du point de mesure du taux de croissance "Comprian". A l'heure actuelle, cette station d'hydrologie correspond à notre station "Tessillat". L'examen des résultats antérieurs à cette date permet d'établir les comparaisons suivantes. Les eaux de l'ancienne station de Comprian sont un peu plus dessalées que celles d'Arès. Par ailleurs, elles sont plus turbides et plus riches en azote inorganique que les eaux échantillonnées à Tessillat.

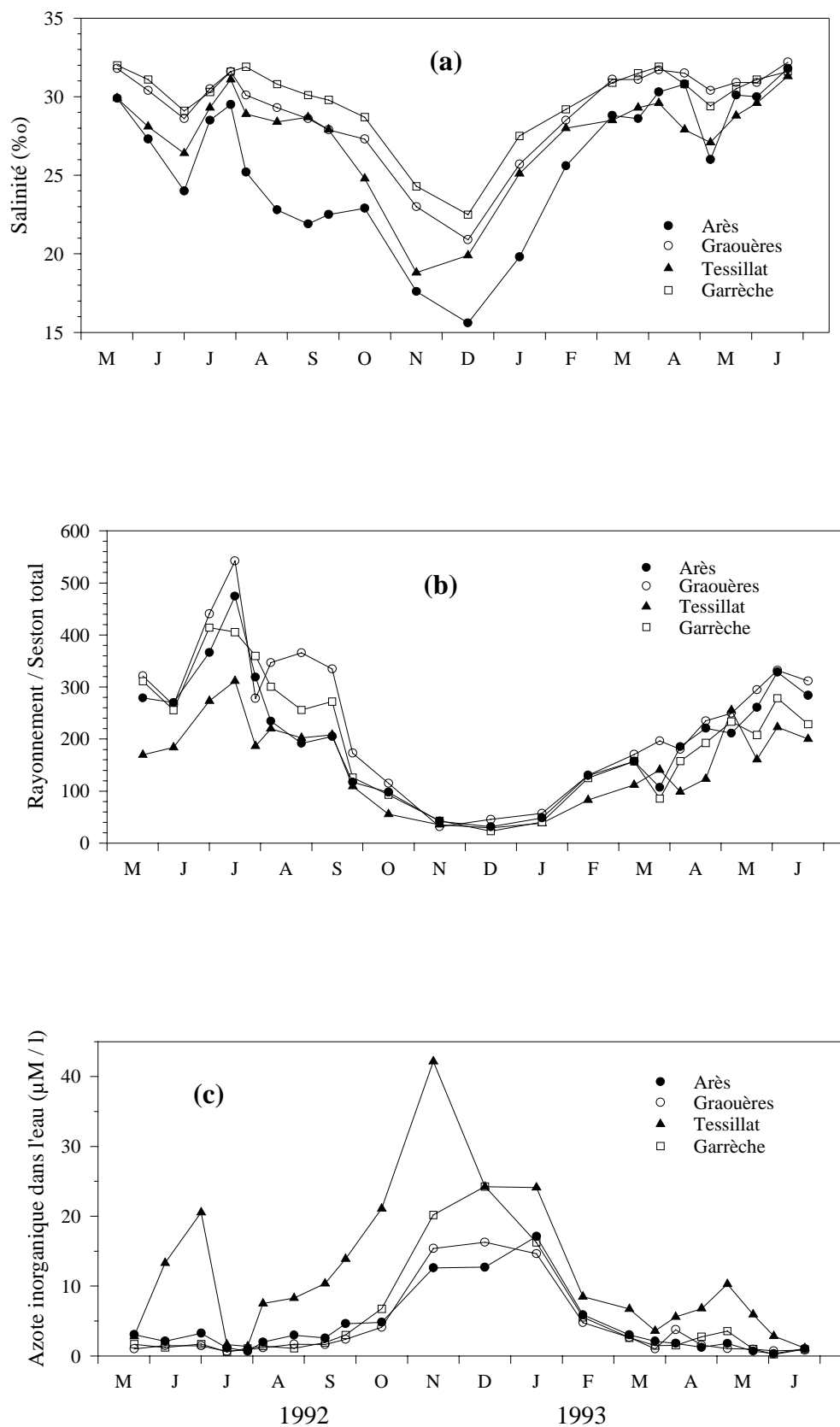


Figure 60 : Evolution annuelle de la salinité (%), du rapport rayonnement/seston total et de la concentration en azote inorganique dans l'eau ($\mu\text{M/l}$) au niveau de 4 stations de mesure de croissance de *Monostroma obscurum*.

- Contrairement à ce que l'on aurait pu croire au regard des cartes montrant la répartition des *Monostroma* dans le Bassin (Figures 49 à 51), leur croissance n'est pas directement liée aux fortes concentrations en azote. En effet, la croissance est plus importante dans certaines stations du nord (Graouères) et du centre (Garrèche) du Bassin que dans la zone d'influence de l'Eyre (Comprian, Barroutheyres).

- La croissance est moins importante dans les zones les plus dessalées (Arès, Comprian, Barroutheyres) et ce que la turbidité soit élevée (Comprian) ou plus faible (Arès). De même, il semble que les taux de croissance négatifs mesurés pendant l'hiver soient plus liés à une faible salinité qu'à une forte turbidité.

- Néanmoins, il est probable que le facteur éclaircissement explique, au moins en partie, les différences du taux de croissance entre les différentes stations. Par exemple, les croissances mesurées dans le port d'Arcachon (sac fixé à l'extrémité d'une traque, à l'ombre des bateaux) sont assez faibles. D'autre part, ce facteur permet sans doute d'expliquer la différence de croissance entre les sites "Congre" et "Garrèche". En effet, il n'y a pas de raison pour que la salinité diffère significativement en ces deux points. Par contre, il est possible que la turbidité y soit différente : La pointe du Congre reçoit, au cours du jusant, les eaux du chenal de l'Ile, actuellement très envasé, alors que la pointe de Garrèche est alimentée au descendant par les eaux provenant de chenaux plus sableux.

La croissance individuelle de *Monostroma obscurum* serait donc meilleure dans les zones influencées par les apports océaniques moins dessalées et moins turbides que les masses d'eau plus continentales. Néanmoins, en raison de la plus faible concentration en azote inorganique de ces eaux, les algues y seraient limitées par cet élément dès le milieu du printemps. Pour cette raison, les *Monostroma* ne sont jamais très abondantes dans ces parties de la Baie et s'y raréfient ou y disparaissent pendant l'été. Au contraire, dans les zones du Bassin alimentées par l'Eyre, la croissance des algues serait moins importante mais jamais limitée par l'azote. Les populations de *Monostroma* s'y maintiendraient ainsi pendant la période estivale.

7.3.3 Comparaison de la croissance de *Monostroma obscurum* avec celle d'autres espèces macroalgales

Les résultats des deux méthodes permettant d'apprécier la production de *Monostroma obscurum* peuvent être comparés à ceux qui ont été acquis, à l'aide de méthodologies similaires, par d'autres auteurs.

7.3.3.1 Capacités photosynthétiques

Dans le tableau 52, nous avons réuni un certain nombre de données de production obtenues à partir de mesures de photosynthèse (dégagement d'oxygène transformé en fixation de carbone).

La première partie de ce tableau résume une importante étude de Littler et Arnold (1982). Ces auteurs ont mesuré la production de 62 espèces de macroalgues (700 incubations au total) de la côte ouest des Etats-Unis. Ils ont ainsi mis en évidence, à la suite de nombreux auteurs (Kanwisher, 1966; Littler et Murray, 1974; Buesa, 1977; Wallentinus, 1978) que la capacité photosynthétique d'une espèce ne dépend pas de sa position systématique mais de sa morphologie. Les espèces les plus productives sont celles dont le thalle est fin, en forme de lame ou de tube (de type *Ulva* ou *Enteromorpha*), et dont le rapport surface/volume est élevé. Ce phénomène s'explique notamment par une meilleure utilisation de la lumière. En effet, leurs parois fines permettent que leur système photosynthétique absorbe facilement l'énergie lumineuse. D'après Littler et Littler (1980), les algues présentant ces caractéristiques morphologiques ont une courte durée de vie, au contraire des algues à thalle massif qui sont généralement pérennantes.

La morphologie du thalle *Monostroma obscurum* permet de la cataloguer sans aucune hésitation dans le premier groupe de la classification de Littler et Arnold (1982). Ainsi que l'indiquent les résultats de G. Levavasseur, cette algue présente, comme les espèces de cette classe, **une capacité photosynthétique très élevée**. En juillet 1992, la productivité de *Monostroma obscurum* atteignait des valeurs aussi fortes que celles qu'ont mesuré King et Schramm (1976) chez l'une des algues les plus productives de la Baie de Kiel, *Monostroma grevilei*, pendant sa période de croissance maximale. On peut également remarquer que la productivité de *Monostroma obscurum* est du même ordre de grandeur que celle de l'ulve qui prolifère dans la Baie de Lannion (mesures d'août 1993).

Connaissant la concentration en carbone du thalle de *Monostroma obscurum* (environ 35%) et sa productivité (entre 8 et 20 mg C / g PS / h, en été), on peut calculer le temps qui lui est nécessaire pour doubler sa biomasse dans des conditions de photosynthèse maximale¹⁸. Ce **temps de doublement serait compris entre 17 et 44 heures**, valeurs très similaires à celles qu'ont estimé King et Schramm (1976) pour *Monostroma grevilei* (24 heures) et Kanwisher (1966) pour *Ulva lactuca* (24 heures également). A titre d'exemple, on peut signaler que le temps de doublement de *Laminaria saccharina* (grande algue brune à thalle cartilagineux) s'élève, d'après King et Schramm (1976), à 560 heures. En considérant que les thalles de *Monostroma* bénéficient chaque jour (en fin de printemps et en été) d'à peu près de 10 heures d'éclairement suffisant pour photosynthétiser au maximum de leurs possibilités, cela signifie que **leur biomasse peut doubler en deux à cinq jours**.

¹⁸ c'est-à-dire le temps nécessaire pour fixer 350 mg de carbone pour 1g d'algue.

Type de thalle	Espèce	Productivité* (mg C / g PS / h)	Auteurs
Lame - Tube	<i>Ulva</i> <i>Enteromorpha</i>	5,16 (maximum = 11)	Littler et Arnold (1982)
Filamenteux finement ramifiée	<i>Chaetomorpha</i> <i>Cladophora</i>	2,47	
Grossièrement ramifié	<i>Codium</i> <i>Gigartina</i>	1,30	
Coriace	<i>Fucus</i> <i>Laminaria</i>	0,73	
Algue calcaire	<i>Jania</i> <i>Corallina</i>	0,15	
Algue encroûtante	<i>Petrocelis</i> <i>Peyssonelia</i>	0,07	
Lame	<i>Monostroma obscurum</i> (juillet 1992)	12,88 20,00	Présente étude
Lame	<i>Monostroma obscurum</i> (août 1993)	8,40	Présente étude
Lame	<i>Ulva sp.</i> de Roscoff (août 1993)	2,96	G. Levassasseur (comm. pers.)
Lame	<i>Ulva sp.</i> des marées vertes de Lannion (août 1993)	9,85	G. Levassasseur (comm. pers.)
Lame	<i>Monostroma grevillei</i> (Baie de Kiel printemps)	≈ 17	King et Schramm (1976)

* calculée à partir de la photosynthèse maximale

Tableau 52 : Productivité (mg C/g PS/h) de quelques macroalgues.

D'après les quelques mesures de photosynthèse dont on dispose pour cette espèce, *Monostroma obscurum* apparaît comme étant une espèce extrêmement productive, surtout si l'on considère que ces expériences n'ont sans doute pas été réalisées pendant sa période de production maximale. Toutefois, ces données partielles mériteraient d'être confirmées par des expériences complémentaires, dans lesquelles la productivité serait mesurée au cours d'un cycle annuel, et notamment pendant la période de croissance apparemment maximale (printemps) de cette espèce.

7.3.3.2 Taux de croissance *in situ*

Il existe, dans la littérature, de nombreuses références concernant le taux de croissance des algues en milieu contrôlé. Dans un grand nombre de cas, les auteurs recherchent quelles sont les conditions optimales (température, salinité, concentration en nutriments) de développement d'une espèce (par exemple à des fins de culture) et utilisent cet indice pour les déterminer. Plus rares sont les travaux concernant la croissance des macroalgues dans leur milieu naturel.

Dans le tableau 53, nous avons rassemblé quelques-uns de ces résultats.

Localisation	Espèce	Taux de croissance journalier maximal annuel (%)*	Auteurs
Canada (Nouvelle-Ecosse)	<i>Chordaria flabelliformis</i>	0,160	Probyn et Chapman (1982)
U.S.A. (Californie)	<i>Macrocystis pyrifera</i>	0,036	Gérard (1982)
Danemark	<i>Ulva lactuca</i>	0,199	Geertz-Hansen <i>et al.</i> (1993)
France (Bretagne)	<i>Ulva sp.</i>	0,054	Piriou (1990, 1991)
France (Bassin d'Arcachon)	<i>Monostroma obscurum</i>	0,045 (0,032 - 0,080)	Présente étude

* TC = $\text{Log} (P_t / P_0) / t$

Tableau 53 : Taux de croissance journalier maximal de quelques espèces de macroalgues.

Contrairement à ce que nous aurions pu penser au regard des résultats concernant ses capacités photosynthétiques, le taux de croissance maximal de *Monostroma obscurum* n'est pas beaucoup plus élevé (et parfois même plus faible) que celui d'algues brunes à thalle de type "cartilagineux" (*Chordaria*). Par ailleurs, l'ulve des côtes danoises est, selon cet indice, beaucoup plus productive. *Monostroma obscurum* présente à peu près le même faible taux maximal de croissance journalière que l'Ulve des marées vertes bretonnes (Piriou, 1991).

Le temps de doublement de biomasse de *Monostroma obscurum* calculé à partir du taux de croissance *in situ* n'est plus compris entre 2 et 5 jours, ainsi que nous l'avions estimé à partir de ses capacités photosynthétiques, mais s'élève ici à un peu plus de 15 jours. C'est également le cas pour l'*Ulva* sp. des marées vertes bretonnes. Par contre, on peut remarquer que le doublement de la biomasse des ulves danoises calculé à partir de leur taux de croissance *in situ* (Geertz-Hansen *et al.*, 1993) nécessite de 3 à 4 jours, ce qui correspond à peu près à celui que l'on peut mesurer à partir de la capacité photosynthétique des algues de ce genre.

On peut alors se demander si, dans les conditions naturelles, les *Monostroma* du Bassin (et les ulves bretonnes?) sont, par rapport aux algues utilisées pour les mesures de photosynthèse, limitées par un ou plusieurs facteurs.

Tel ne semble pas être le cas, notamment en ce qui concerne **l'azote**. En effet, les algues dont G. Levavasseur mesure la productivité ne sont soumises à aucun apport supplémentaire en cet élément avant ou pendant les expériences.

De même, si l'on se réfère aux quelques mesures d'**éclaircissement** réalisées au cours de cette étude (données IFREMER non publiées¹⁹), et si l'on considère la capacité que présente *Monostroma* pour photosynthétiser à de faibles niveaux lumineux, il est probable qu'elle ne soit pas limitée par l'absence de lumière à la fin du printemps.

Afin d'expliquer, d'une part, l'inadéquation entre les temps de doublement déduits des deux méthodes et, d'autre part, le meilleur développement observé chez les ulves danoises, il faut alors s'interroger sur les techniques mises en oeuvre pour mesurer la croissance *in situ*.

La méthodologie utilisée par Piriou (1990, 1991) est similaire à la nôtre (sacs de maille = 1 mm; expériences d'une durée de 15 jours). Dans l'étude de Geertz-Hansen *et al.* (1993), les ulves demeurent un peu moins longtemps sur le terrain (10 jours) et les cages dans lesquelles elles sont encloses présentent une maille plus fine (0,5 mm). En effet, ces auteurs avaient pour objectif d'exclure de ces sacs tous les organismes herbivores.

Nous avons déjà souligné que l'étroitesse de la **maille de nos sacs** n'empêchait pas les juvéniles de Crustacés Amphipodes (*Gammarus locusta*) d'y pénétrer, parfois en très grand nombre (plusieurs centaines). [Nous ignorons si c'est également le cas sur les côtes bretonnes.]. De ce fait, il est possible que ces organismes, à la fois détritivores et herbivores, aient consommé une partie de la biomasse synthétisée au cours de nos expériences. Price et Hylleberg (1982) ont mesuré la consommation d'*Ulva* et de *Monostroma* d'un autre de ces Gammaridae (*Eogammarus confervicolus*). Pour l'ulve, ils observent une consommation moyenne de 0,21 mg d'algue / mg d'Amphipode / jour. Ces auteurs indiquent que le taux de broutage est plus élevé dans le cas de *Monostroma*, sans doute du fait que sa structure monostromatique la rend plus facilement consommable par les herbivores. Lors de la seule expérience réalisée sur cette espèce, ils mesurent une **consommation de 0,83 mg d'algue / mg d'Amphipode / jour**. Sur la base de ces données, il est possible d'essayer d'apprécier la part consommée par les juvéniles de Gammarus dans nos sacs. On

¹⁹ Ces mesures, réalisées en partie pendant la matinée, indiquent que, quelles que soient la valeur du Secchi et la profondeur à laquelle la sonde est immergée (jusqu'à 5 m), la quantité de lumière qui pénètre dans l'eau est toujours largement supérieure à 100 $\mu\text{E}/\text{m}^2/\text{s}$, soit l'intensité de saturation de *Monostroma obscurum* (cf chapitre 1.)

peut estimer, d'après les calculs d'Auby (1991), que 300 juvéniles de Gammarus représentent environ 80 mg de matière sèche. Dans l'hypothèse où ces Crustacés pénétreraient dans les sacs dès leur mise à l'eau (ce qui est improbable) et consommeraient la quantité de *Monostroma* déterminée par Price et Hylleberg (1982), **environ 1 gramme (PS) d'algue pourrait ainsi disparaître pendant les quinze jours d'expérience**. Dans ces circonstances, un faible taux de croissance serait effectivement affecté par ce broutage, mais l'effet de cette consommation ne modifierait pas très significativement un taux de croissance élevé²⁰. Pour cette raison, même si ce biais affecte nos mesures dans leur ensemble, il y a tout lieu de penser que la prédation par les juvéniles d'Amphipodes n'est pas à l'origine du faible taux de croissance de *Monostroma* par rapport à celui de l'Ulve danoise.

On peut alors se demander si la **dégradation** n'interfère pas très fortement avec nos mesures et si la **durée** de quinze jours adoptée pour ces expériences est vraiment adaptée²¹ pour estimer la croissance d'une algue dont la durée de vie est, sans aucun doute, assez courte. En effet, en raison de sa faible épaisseur et de la fragilité de ses parois, *Monostroma* se déchire et s'abrase beaucoup plus facilement que l'Ulve, par exemple. Dès lors, elle fait facilement l'objet d'attaques bactériennes. Il est donc probable qu'une partie des algues placées dans les sacs, fraction difficilement quantifiable et variable selon les saisons, se dégrade au cours de l'expérience. Il est bien évident que ce problème affecte de manière moins aiguë des algues qui demeurent moins longtemps sur le terrain et/ou dont le thalle est plus résistant, comme *Laminaria* ou *Chordaria*.

Il semble donc que l'on ne puisse comparer les taux de croissance *in situ* qu'entre espèces dont la morphologie est proche et pour lesquelles ce taux a été mesuré avec les mêmes techniques. Dans notre cas, il n'est donc possible de mettre réellement en parallèle les résultats obtenus sur *Monostroma* qu'avec les données concernant l'Ulve proliférant sur les côtes bretonnes (Piriou, 1990, 1991). Comme nous l'avons remarqué, les taux de croissance mesurés chez ces deux espèces sont similaires, comme l'étaient déjà leurs capacités photosynthétiques.

²⁰ Pour une expérience de 15 jours :

$$P_o = 4 \text{ g} ; P_t = 8 \text{ g} \Rightarrow TC = 0,0462$$

$$P_o = 4 \text{ g} ; P_t = 9 \text{ g} \Rightarrow TC = 0,0540$$

²¹ Etant donné le nombre de stations étudiées et le temps passé à trier les algues avant de les placer dans les sacs, le rythme bimensuel adopté était déjà très contraignant.

8 Cinétique de l'absorption des nutriments chez *Monostroma obscurum*

8.1 Introduction

Au cours de l'année 1993, des expériences ont été réalisées par le **CEVA de Pleubian** afin de déterminer les paramètres cinétiques d'absorption des sels nutritifs (phosphate, nitrate et ammoniac) par les populations de *Monostroma obscurum* du Bassin d'Arcachon.

Cette étude avait pour but de définir l'**affinité** de l'algue pour les différents types de **nutriments** et de calculer la **vitesse** à laquelle elle les absorbe.

8.2 Méthodes

Plusieurs types de méthodes peuvent être utilisées afin de mesurer les paramètres cinétiques de l'absorption des nutriments. La plupart de ces techniques consistent à mesurer, non pas directement ce qui est absorbé par l'algue, mais ce qui disparaît dans le milieu de culture. On considère alors que la quantité de nutriment disparue dans le milieu a été assimilée par le végétal. Ce type d'expérience peut être réalisé "en flux continu" (en renouvelant le milieu de culture (Probyn et Chapman, 1982) ou "en batch" (sans renouvellement du milieu de culture) (Harrisson et Druehl, 1982). C'est cette seconde méthode qui a été employée par le CEVA.

La technique d'expérimentation, schématisée sur la figure 61, est la suivante.

On répartit dans six bacs de 10 litres le sel nutritif étudié (ammonium, nitrate ou phosphate), selon un gradient de concentration variable selon les nutriments. Dans les bacs où l'absorption du phosphate est mesurée, on ajoute du nitrate en concentrations non limitantes. Dans ceux où l'on mesure l'absorption des nutriments azotés, le milieu est complété en phosphate.

La même quantité d'algue fraîche est placée dans chacun des bacs.

La concentration en nutriment est ensuite dosée régulièrement dans chacun des récipients. La différence entre les concentrations initiales et finales permet de calculer la vitesse d'absorption de cet élément nutritif par l'algue.

Remarque : De l'avis de Probyn et Chapman (1982), les vitesses d'absorption mesurées avec cette méthode sont surestimées par rapport à ce qui se passe dans le milieu. Ces vitesses doivent être considérées comme des **facultés d'absorption potentielles**, traduisant ce qui advient lorsque les algues sont soumises à un apport important de sels nutritifs.

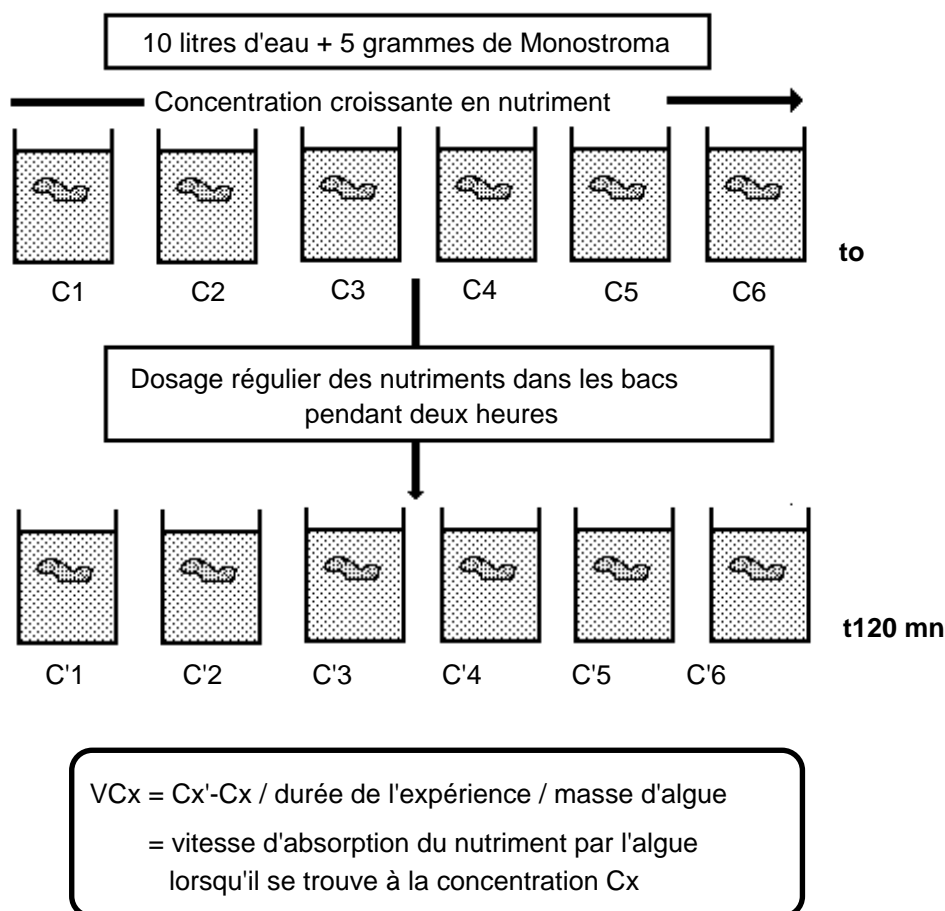


Figure 61 : Descriptif des expériences de mesures des paramètres cinétiques d'absorption des nutriments.

Ce type d'expérience a été réalisée à 7 reprises, entre le 24 mars et le 1^{er} octobre 1993, dans des conditions d'éclairement, de pH et de salinité identiques, mais à des températures variables, égales à celles mesurées dans le Bassin d'Arcachon au moment de l'expérience. Dans le tableau 54 synthétisant ces conditions, sont également consignées les teneurs initiales en azote et en phosphore des algues utilisées pour les expériences.

Date	pH	Eclairement ($\mu\text{E}/\text{m}^2/\text{s}$)	Salinité (g/l)	Température (°C)	Azote (% PS)	Phosphore (% PS)
24 mars	7,5 à 8,5	80 à 200 *	35	11	3	0,30
9 avril	idem	idem	idem	16	4,5	0,40
13 mai	idem	idem	idem	16	4	0,30
27 mai	idem	idem	idem	20	3,7	0,39
15 juin	idem	idem	idem	20	4,5	0,46
3 août	idem	idem	idem	20	4	0,35
1 octobre	idem	idem	idem	17	4,9	0,40

* selon la position des algues dans le bac

Tableau 54 : Conditions expérimentales adoptées lors des mesures d'absorption - Concentration initiale des algues (% du poids sec) en azote et en phosphore.

On considère généralement que la relation entre la concentration en azote ou en phosphore et leur vitesse d'absorption par l'algue peut être décrite par **l'équation de Michaelis-Menten**, par analogie avec les cinétiques enzymatiques (Dugdale, 1967). Elle traduit un phénomène d'absorption active des nutriments par un système de transport membranaire (Deboer, 1981; Harrisson et Druelh, 1982).

En effet, la courbe mettant en relation la concentration initiale en nutriment et sa vitesse d'absorption par l'algue présente, dans la majorité des cas, le même type de tracé hyperbolique que les cinétiques enzymatiques (figure 62 -(1)).

Une telle "modélisation" permet de calculer un certain nombre de paramètres caractéristiques de l'absorption d'une espèce algale (**V_m**, **K_m** et **V_m/K_m**), et de comparer la valeur de ces constantes pour différentes espèces.

L'équation de Michaelis Menten s'exprime de la façon suivante :

$$V = \frac{V_m \times \text{concentration}}{K_m + \text{concentration}}$$

dans laquelle :

V est la vitesse d'absorption du nutriment à une concentration donnée

V_m est la vitesse maximale d'absorption du nutriment

K_m est la constante de demi saturation, c'est-à-dire la concentration en nutriment pour laquelle il est absorbé à une vitesse égale à la moitié de la vitesse maximale.

V et **V_m** sont exprimés en μmol par gramme de poids sec d'algue et par heure. Afin de les transformer en μg d'azote ou de phosphore absorbé par gramme de poids sec d'algue et par heure, on multiplie ces valeurs par la masse atomique de l'élément considéré (14 pour l'azote, 31 pour le phosphore).

Remarque : Il arrive que les expériences ne permettent pas de mettre en évidence un plateau des vitesses d'absorption. Dans certains cas, les points s'alignent selon ce modèle pendant la première partie de la courbe, puis, pour les valeurs les plus élevées de concentration, la vitesse recommence à augmenter en fonction de la teneur en nutriment (Figure 62 - (2)). De tels phénomènes ont été observés à plusieurs reprises chez *Monostroma obscurum* par les expérimentateurs du CEVA. Selon S. Le Bozec (CEVA), cet événement traduit le **transport passif** des nutriments du milieu vers l'algue, sans doute en rapport avec un mauvais état physiologique de l'algue (placée dans ces conditions d'apport de nutriment trop élevé ?). Dans ce cas, les points correspondant à cette partie de la courbe n'ont pas été pris en compte pour le calcul de **V_m** et **K_m**. Cette décision se justifie d'autant plus que les fortes concentrations à partir desquelles la courbe commence à diverger du modèle ne sont jamais mesurées dans le Bassin d'Arcachon.

Toutefois, il faut remarquer que l'absorption des algues ne suit pas toujours le modèle décrit par les cinétiques enzymatiques. D'après les travaux de Fujita (1985), concernant notamment *Ulva lactuca* et *Enteromorpha spp.*, une cinétique d'absorption de l'ammonium de type "non saturable" (Figure 62 - (3)) serait caractéristique des algues dont le contenu interne en azote est faible. Au contraire, les algues dont le quota interne en azote est élevé ne présenteraient pas cette tendance à absorber d'autant plus d'azote que le milieu en contient.

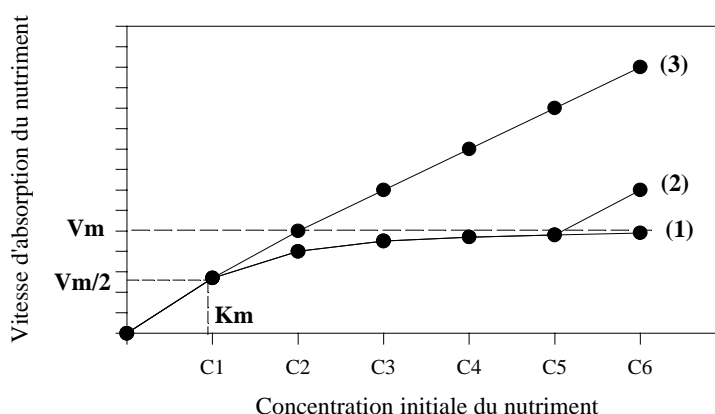


Figure 62 : Modèles d'évolution de la vitesse d'absorption d'un nutriment en fonction de sa concentration initiale.

8.3 Résultats et discussion

D'une façon générale, on considère qu'une algue présentant un V_m élevé présente un avantage en terme de compétition dans les milieux riches en éléments nutritifs. Par ailleurs, une espèce dont le K_m est faible serait favorisée dans des milieux pauvres en nutriments (Chapin, 1980; Raymont, 1980). Certains auteurs (Healey, 1980) estiment que le rapport V_m/K_m est un meilleur indicateur de l'avantage compétitif de l'algue que K_m tout seul : plus ce rapport est élevé, plus le nutriment sera absorbé rapidement par l'algue à de faibles concentrations dans le milieu marin.

Ces assertions sont, dans l'absolu, exactes et il semble possible de comparer, sur la base de ces paramètres (V_m , K_m et V_m/K_m), les capacités trophiques des différentes espèces algales. **Toutefois, les recherches entreprises depuis ces dix dernières années indiquent qu'il faut être prudent lorsque l'on compare entre eux les paramètres d'absorption mesurés sur des algues provenant de différents biotopes.**

En effet, comme l'ont démontré plusieurs auteurs, la cinétique d'absorption d'un nutriment varie, parfois de manière importante, en fonction du "passé nutritionnel" d'une algue, c'est-à-dire en fonction des concentrations en nutriments du milieu où elles se développent.

Fujita (1985) a montré expérimentalement qu'une ulve ou une entéromorphe provenant d'un milieu de culture oligotrophe absorbe l'**ammonium** plus rapidement que la même algue placée auparavant dans un milieu riche en azote.

Des phénomènes de ce type ont également été mis en évidence par Espinoza et Chapman (1983) pour le **nitrate**. Ces auteurs ont étudié l'absorption de cet élément chez deux populations de laminaires (algues brunes de grande taille) établies dans deux baies américaines dont les concentrations en NO_3 sont différentes. Les V_m et V_m/K_m de la population établie dans la baie pauvre en nitrate étaient significativement supérieurs aux mêmes paramètres mesurés sur la population de la baie eutrophe. Sur la base d'autres expériences (croissance à partir de spores) réalisées sur ces algues, Espinoza et Chapman (1983) suggèrent même que cette adaptation pourrait être inscrite dans le génome des végétaux et que ces deux populations de laminaires correspondraient à des écotypes différents.

Selon Riegman *et al.* (1990), cette dépendance entre la concentration en nutriments dans le milieu et l'absorption par les algues s'explique par une adaptation de leur métabolisme. Moins le sel nutritif est abondant dans l'eau, plus les dispositifs enzymatiques permettant son absorption par la cellule sont synthétisés et activés. Inversement, des teneurs élevées en éléments nutritifs inhibent ces dispositifs. Dans le cas du phosphore par exemple, il a été démontré que la synthèse de l'enzyme responsable du transport du **phosphate** (phosphatase alcaline) est induite par de faibles teneurs en phosphate dans l'eau et réprimée par de fortes concentrations (Smith et Kalff, 1981). La comparaison des degrés d'activité de cette phosphatase est utilisée par Lapointe *et al.* (1992) pour caractériser le niveau de limitation par le phosphore de populations d'algues de la côte orientale nord-américaine.

Cette réaction des algues à la teneur en nutriments du milieu est tellement bien connue dans le cas du phytoplancton que les auteurs utilisent la valeur du V_m pour définir si l'algue est ou non limitée en cet élément dans l'eau où elle croît. Riegman *et al.* (1990) et, avant eux, de nombreux chercheurs s'intéressant aux populations phytoplanctoniques d'eau douce, estiment qu'au dessus d'une certaine valeur de V_m mesurée (différente pour chaque espèce), on peut considérer que l'algue est limitée par le sel nutritif en question dans le milieu où elle se développe. **Chez les populations phytoplanctoniques de Mer du Nord, ces auteurs ont mis en évidence un rythme saisonnier des V_m des nutriments azotés et phosphorés inversement proportionnel à la concentration en azote et en phosphore dans le milieu.**

Il faut donc garder présent à l'esprit que la provenance des algues soumises à ce type d'expérimentation et la saison à laquelle elles ont été prélevées, dans la mesure où le régime des concentrations en nutriments auxquelles elles étaient confrontées diffère, jouent un rôle sur la détermination des paramètres d'absorption.

Afin de comparer réellement les possibilités d'absorption des différents végétaux peuplant un même milieu, **l'idéal serait donc d'étudier conjointement les cinétiques d'utilisation des nutriments de l'ensemble de ces végétaux, microalgues et phanérogames comprises, et ce, à différentes périodes de l'année.** Seul ce type de démarche peut permettre d'élucider véritablement

les mécanismes de compétition (si elle existe) pour les nutriments entre les différentes espèces susceptibles de proliférer dans le milieu²².

En l'absence de telles recherches, on peut toutefois se fier aux grandes lignes des résultats issus de la littérature, afin de situer les capacités d'absorption de *Monostroma obscurum* par rapport aux autres algues. Afin de faciliter ces comparaisons, nous présentons ici le tableau récapitulatif réalisé par Wallentinus (1984), dans lequel sont rassemblés les résultats de ses propres travaux et les valeurs mesurées par différents auteurs (Tableau 55).

Les résultats concernant l'absorption de *Monostroma obscurum* sont présentés dans le tableau 56.

²² Et de savoir, par exemple, pourquoi, parmi les espèces susceptibles de proliférer dans le Bassin (Ulves notamment), *Monostroma* est celle dont le développement est le plus important.

Species	PO ₄ ³⁻ -P				NO ₃ ⁻ -N				NH ₄ ⁺ -N				References	
	k _m	V _{max}	V _{max} /k _m	°C	k _m	V _{max}	V _{max} /k _m	°C	k _m	V _{max}	V _{max} /k _m	°C		
I. Thin tubular and sheet-like macroalgae:														
Ia. Monostromatic:														
<i>Enteromorpha ahneriana</i>	89.0	254	2.85	12	24.2	389	16.07	9	233	5 731	24.60	13	This paper	
<i>Enteromorpha ahneriana</i>	4.7	30.3	6.45	2	-	-	-	-	-	-	-	-	This paper	
<i>Enteromorpha</i> spp.	-	-	-	-	232	1 812	7.81	15	-	-	-	-	Harlin, 1978	
<i>Enteromorpha compressa</i>	31	59	1.90	14	-	-	-	-	336	515	1.53	14	Kautsky, 1982	
<i>Monostroma grevillei</i>	84.1	86.6	1.03	0	not computable				1				This paper	
Ib. Several cell-layers:														
<i>Scytosiphon lomentaria</i>	24.0	204	8.50	6	96.9	831	8.58	6	54.6	967	17.71	6	This paper	
II. Filamentous, delicately branched, macroalgae:														
IIa. Uniseriate:														
<i>Stigeoclonium tenue</i>	93	4 200	45.19	20	-	-	-	-	-	-	-	-	Rosemarin, 1982 ^a	
<i>Cladophora glomerata</i>	11.4	115	10.09	10	181	2 035	11.24	11	-	-	-	-	This paper	
<i>Cladophora glomerata</i>	-	-	-	-	15.4	973	63.18	12	185	4 989	26.97	12	This paper	
<i>Cladophora glomerata</i>	8.8	74.8	8.50	15	132	2 267	17.17	15	730	4 190	19.44	15	This paper	
<i>Cladophora</i> aff. <i>albida</i>	15	112	7.47	23	20	590	29.50	23	290	1 820	6.28	23	Gordon <i>et al.</i> , 1981	
<i>Cladophora glomerata</i>	31	204	6.58	20	-	-	-	-	-	-	-	-	Rosemarin, 1982 ^a	
<i>Pilayella littoralis</i>	132	186	1.41	8	50.8	455	8.96	6	31.5	454	14.41	8	This paper	
<i>Pilayella littoralis</i>	58.4	117	2.00	1	191	982	5.14	1	68.3	550	8.05	1	This paper	
<i>Elachista fucicola</i>	not computable			13	27.2	246	9.04	13	293	1 874	6.40	9	This paper	
<i>Acrosiphonia centralis</i>	44.2	103	2.33	2	not computable				2	267	1 613	6.04	2	This paper
<i>Ectocarpus siliculosus</i>	37.8	23.1	0.61	12	-	-	-	-	48.4	557	11.51	9	This paper	
IIb. Pluriseriate:														
<i>Dictyosiphon foeniculaceus</i>	65.8	345	5.24	13	60.7	893	14.71	12	50.4	762	15.12	9	This paper	
<i>Ceramium tenuicorne</i>	-	-	-	-	63.3	472	7.46	16	126	2 690	21.35	15	This paper	
<i>Ceramium tenuicorne</i>	13.9	41.4	2.98	8	26.5	206	7.77	6	53.2	600	11.28	8	This paper	
<i>Ceramium tenuicorne</i>	47.8	7.2	0.15	5	74.3	106	1.43	8	532	2 734	5.14	9	This paper	
<i>Rhodomela confervoides</i>	32.0	19.7	0.62	4	62.4	170	2.72	4	334	533	1.60	4	This paper	
<i>Ceramium rubrum</i>	-	-	-	-	106	83.8	0.79	13	-	-	-	-	This paper	
III. Coarsely branched macroalgae:														
<i>Chordaria flagelliformis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	8.4	246	29.29	11	Probyn & Chapman, 1982	
<i>Chordaria flagelliformis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	148	2 031	13.72	11	Probyn & Chapman, 1982	
<i>Hypnea musciformis</i>	-	-	-	-	68.6	399	5.82	26	-	-	-	-	Haines & Wheeler, 1978	
<i>Eudesme virescens</i>	20.9	110	5.26	11	31.2	144	4.62	8	66.9	534	7.98	10	This paper	
<i>Chorda filum</i>	19.2	42.7	2.22	13	8.4	92.8	11.05	12	48.2	331	6.87	9	This paper	
<i>Gracilaria tikvahiae</i>	-	-	-	-	34.7	136	3.92	20	22	334	15.18	20	D'Elia & DeBoer, 1978	
<i>Neoagardiella baileyi</i>	-	-	-	-	33.6	163	4.85	20	63	420 ^b	6.67	20	D'Elia & DeBoer, 1978	
<i>Codium fragile</i>	-	-	-	-	107	134	1.25	24	19.6	392	20.00	24	Hanisak & Hariin, 1978	
<i>Codium fragile</i>	-	-	-	-	96.0	153	1.59	18	21.9	389	17.76	18	Hanisak & Hariin, 1978	
<i>Codium fragile</i>	-	-	-	-	53.1	83.5	1.57	12	21.6	392	18.15	12	Hanisak & Hariin, 1978	
<i>Codium fragile</i>	-	-	-	-	27.0	39.2	1.45	6	20.6	182	8.83	6	Hanisak & Hariin, 1978	
<i>Codium decorticatum</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	168	188	1.12	20	Rosenberg & Paerl, 1981	
IV. Macroalgae with thick leathery blades or cartilaginous branches:														
<i>Macrocystis pyrifera</i>	-	-	-	-	122	313	2.57	16	74.2	333	4.49	16	Haines & Wheeler, 1978	
<i>Macrocystis pyrifera</i>	-	-	-	-	183	427	2.33	16	-	-	-	-	Haines & Wheeler, 1978	
<i>Fucus spiralis</i>	-	-	-	-	109	285	2.61	15	134	442	3.30	15	Topinka, 1978 ^c	
<i>Fucus spiralis</i>	-	-	-	-	93.9	253	2.69	10	89.7	320	3.57	10	Topinka, 1978 ^c	
<i>Fucus spiralis</i>	-	-	-	-	78.4	200	2.55	5	89.7	226	2.52	5	Topinka, 1978 ^c	
<i>Laminaria longicuris</i>	-	-	-	-	61.6	168	2.73	18	-	-	-	-	Espinoza & Chapman, 1983	
<i>Laminaria longicuris</i>	-	-	-	-	40.6	89.7	2.21	18	-	-	-	-	Espinoza & Chapman, 1983	
<i>Laminaria longicuris</i>	-	-	-	-	88.3	204	2.31	9	-	-	-	-	Espinoza & Chapman, 1983	
<i>Laminaria longicuris</i>	-	-	-	-	61.6	117	1.90	9	-	-	-	-	Espinoza & Chapman, 1983	
<i>Laminaria longicuris</i>	-	-	-	-	57.4	135	2.35	15	-	-	-	-	Harlin & Craigie, 1978	
<i>Laminaria longicuris</i>	-	-	-	-	82.6	98.1	1.19	10	-	-	-	-	Harlin & Craigie, 1978	
<i>Fucus vesiculosus</i> "tip"	-	-	-	-	49.0	64.9	1.32	13	45.7	133	2.91	13	This paper	
<i>Fucus vesiculosus</i> "tip"	57.0	23.3	0.41	14	450	290	0.64	13	36.7	60.5	1.65	14	This paper	
<i>Fucus vesiculosus</i> "tip"	85.0	28.0	0.33	18	430	284	0.66	19	55.6	67.0	1.21	12	This paper	
<i>Fucus vesiculosus</i> "tip"	113	18.3	0.16	11	23.6	13.2	0.56	8	376	336	0.89	10	This paper	
<i>Fucus vesiculosus</i> "tip"	1 423	88.2	0.06	2	3 792	945	0.25	3	7 111	2 209	0.31	3	This paper	
<i>Fucus vesiculosus</i> "middle"	52.8	5.3	0.10	18	2 160	222	0.10	19	125	56.0	0.45	12	This paper	
<i>Fucus vesiculosus</i> "base"	not computable			18	112	14.1	0.13	19	105	40.3	0.38	12	This paper	
<i>Phyllophora truncata</i>	11.4	3.6	0.32	14	129	23.7	0.18	14	111	136	1.23	14	This paper	
<i>Furcellaria lumbricalis</i>	46.9	3.2	0.07	13	57.9	9.2	0.16	14	61.8	54.3	0.88	14	This paper	
<i>Furcellaria lumbricalis</i>	229	8.4	0.04	12	370	80.1	0.22	13	121	82.2	0.68	9	This paper	
<i>Furcellaria lumbricalis</i>	0.47	0.85	1.81	2	1 232	108	0.09	2	not computable				2	This paper

^a Assuming C content is 35% of dry weight; ^b For plants with a C:N ratio of 12.5; ^c Recalculated from area

Tableau 55 : Paramètres cinétiques d'absorption de quelques espèces macroalgales – Km (µg de N ou de P/l) et Vmax (µg de N ou de P/g de poids sec.heure), (d'après Wallentinus, 1984)

Date	Nutriment	Vm ($\mu\text{mol/g PS/h}$)	Km	Vm/Km	Température (°C)	Concentration initiale dans les algues (%)	
						Azote	Phosphore
26 mars 1992	Ammonium	57	42	1,35	11	3	0,3
	Nitrate						
	Phosphate	11,1	1,8	6			
9 avril 1992	Ammonium				16	4,49	0,4
	Nitrate	53	38,5	1,36			
	Phosphate	28	1,2	23			
13 mai 1992	Ammonium	165	15	11	16	4	0,3
	Nitrate	55	8	7			
	Phosphate	4,5	1,8	2,5			
27 mai 1992	Ammonium	240	19	12	20	3,7	0,39
	Nitrate	91	8	11,4			
	Phosphate						
17 juin 1992	Ammonium	160	13	12	20	4,5	0,46
	Nitrate	150	17	9			
	Phosphate	12	1,5	8			
3 août 1992	Ammonium	111	9,2	12	20	4	0,35
	Nitrate	166,7	14,3	11,5			
	Phosphate	40	3,5	11,4			
1 octobre 1992	Ammonium	124	22,1	7	17	4,9	0,4
	Nitrate	77	3	25			
	Phosphate	8,8	0,5	17,6			

Tableau 56 : Paramètres cinétiques de l'absorption des nutriments chez *Monostroma obscurum*.

8.3.1 Absorption de l'ammonium (NH₄)

Les vitesses maximales (**V_m**) d'absorption de l'azote ammoniacal par *Monostroma* sont comprises entre **798 et 3360 µg N /g PS /h (Moyenne = 2069 µg N /g PS /h)**.

Ces vitesses élevées sont comparables à ce qui a été mesuré par différents auteurs chez des espèces appartenant à la même famille (Ulvacées).

- *Ulva lactuca* - V_m = 2000 - 3600 µg N /g PS /h (Fujita, 1985)

- *Ulva sp.* des marées vertes bretonnes - V_m = 1260 - 2520 µg N /g PS /h (CEVA, comm.

pers.)

- *Enteromorpha spp.* - V_m = 6000 µg N /g PS /h (Fujita, 1985)

D'après les données synthétisées par Wallentinus (1984), un certain nombre d'algues filamenteuses à axes fins présentent également des V_m de cet ordre de grandeur. C'est notamment le cas de plusieurs espèces de *Cladophora*.

L'affinité de *Monostroma obscurum* pour l'ammonium n'est pas particulièrement élevée (**V_m/K_m = 7 - 12**) si on la compare avec les valeurs synthétisées par Wallentinus (1984). Elle est équivalente à ce que l'on observe chez les algues à thalles non "cartilagineux".

Dans l'ensemble, les espèces à thalle "cartilagineux", du type *Laminaria* ou *Fucus*, présentent une vitesse d'absorption et une affinité pour NH₄ moindres que les autres taxons.

8.3.2 Absorption du nitrate (NO₃)

Selon les expériences, la **vitesse maximale d'absorption du nitrate** varie entre 53 et 166 µmol./g PS / h, soit entre **740 et 2300 µg N /g PS /h (Moyenne = 1383 µg N /g PS /h)**. Par rapport aux autres algues citées par Wallentinus (1984), cette valeur de V_m est très forte. En effet, seules *Enteromorpha spp.* et *Cladophora glomerata* atteignent des vitesses maximales d'absorption aussi élevées. On peut remarquer que les ulves des marées vertes bretonnes présentent, pour leur part, des V_m de nitrate encore plus importantes que *Monostroma* (entre **880 et 3190 µg N /g PS /h**).

De même, le rapport **V_m/K_m** mesuré chez *Monostroma* (**entre 1,3 et 25 soit en moyenne 10,9**) est plus faible que celui qui a été observé chez les Ulves bretonnes (entre 3,5 et 37), mais comparable à celui des algues recensées par Wallentinus (sauf les espèces à thalles "cartilagineux").

Il faut également remarquer que *Monostroma* présente des valeurs de **K_m (42 à 539 µg N/l)** relativement élevées par rapport aux autres algues.

8.3.3 Absorption du phosphate (PO₄)

Les valeurs de **V_m** calculées chez *Monostroma* (**140 - 1240 [244 en moyenne] µg P/g PS/h**) et les ulves des marées vertes bretonnes (**248 - 1085 µg P/g PS /h**) sont relativement élevées par rapport à celles qui sont rapportées dans la littérature . Seules certaines Ulvacées et algues filamenteuses ou à ramifications fines atteignent ces valeurs de V_m (Wallentinus, 1984). De même, il semble que *Monostroma obscurum* présente une affinité particulièrement élevée pour le phosphate. En effet, le rapport **V_m/K_m** mesuré chez cette espèce (**compris entre 15, 5 et 108, 5 [moyenne = 52,7] µmol. P / l**) n'est atteint (même si l'on ne considère pas le maximum, mais simplement la moyenne) chez aucune des algues recensées par Wallentinus (1984). L'*Ulva* des marées vertes bretonnes présente, pour sa part, un V_m maximal de 10 µmol. P / l.

8.3.4 Comparaison de l'affinité de *Monostroma obscurum* pour les différentes formes de l'azote- Variations saisonnières de l'absorption des nutriments azotés

Chez *Monostroma obscurum*, les **V_m** d'absorption de l'**ammonium** sont généralement plus élevées que celles du **nitrate** (tableau 56).

Un tel type de comportement est très généralement observé chez les végétaux marins, qu'il s'agisse d'espèces phytoplanctoniques ou macroalgales (Topinka, 1978, Ryther *et al.*, 1981, Wallentinus, 1984). Ce phénomène est, sinon expliqué, au moins justifié par le fait que l'utilisation du nitrate est plus coûteuse pour l'algue, d'un point de vue énergétique, que celle de l'ammonium. En effet, l'assimilation du NO₃ dans les molécules organiques nécessite sa réduction préalable (en NO₂ puis NH₄) par la cellule, mécanisme assuré par deux systèmes enzymatiques (nitrate réductase et nitrite réductase). L'algue a donc intérêt à utiliser préférentiellement l'ammonium comme source d'azote.

Comme cela apparaît sur la figure 63, les vitesses maximales d'absorption du nitrate par les *Monostroma obscurum* du Bassin varient de façon importante en fonction de la saison. Elles sont significativement plus élevées en juin et en août qu'au printemps et en automne. En août, la V_m de NO₃ dépasse même la V_m de l'ammoniaque. Par ailleurs, le pic de vitesse d'absorption du nitrate vient à la suite du pic d'absorption de l'ammonium. Ce type de variation saisonnière de l'absorption des nutriments azotés est très similaire aux observations de Riegman *et al.* (1990) sur les populations phytoplanctoniques de Mer du Nord. Dans ces eaux, comme dans les nôtres, ces phénomènes sont observés lorsque la teneur du milieu en azote a fortement diminué après les blooms printaniers. Pour Riegman *et al.* (1990), il ne fait pas de doute que cette élévation de la V_m de l'ammoniaque, puis du nitrate, constitue une réponse des algues à cet épuisement.

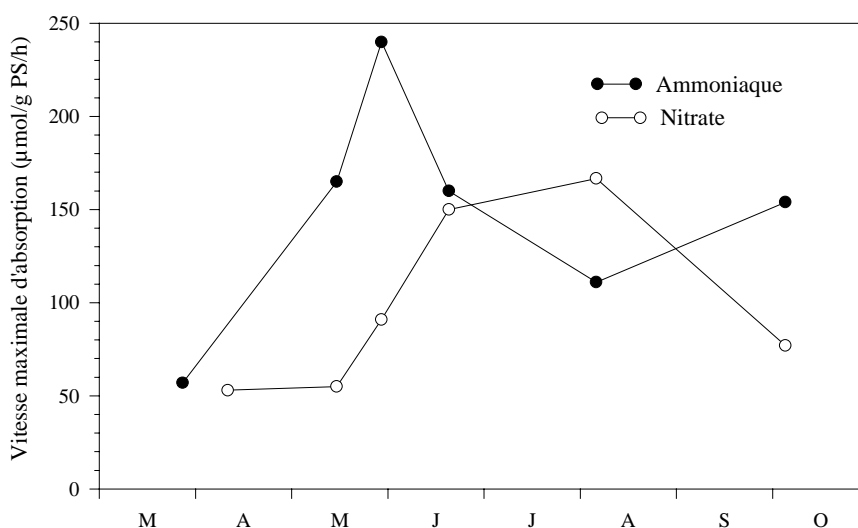


Figure 63 : Evolution saisonnière de la vitesse d'absorption du nitrate et de l'ammonium.

Ce phénomène s'explique sans aucun doute par une variation de l'activité de la **nitrate réductase**. Chez un certain nombre de microalgues d'eau douce et marines, des expériences ont montré qu'une longue carence en azote augmente les capacités de l'algue à absorber et à assimiler le nitrate et Hipkin *et al.* (1983) ont mis en relation ce phénomène avec l'activité de la nitrate réductase. Il semble que ce processus se produise également chez les macroalgues. En effet, chez des populations d'*Ulva fenestrata* provenant d'une baie californienne, Gao *et al.* (1992) ont observé que la période d'activité maximale de cette enzyme se situe pendant la période de l'année (hiver) où l'apport en azote est le plus limité. A l'heure actuelle, de nombreux scientifiques s'interrogent sur les mécanismes qui président à cette régulation. Cependant, parmi les facteurs qui influent sur l'activité de cette enzyme, il en est un qui est relativement bien connu. En effet, de nombreux auteurs ont montré que la synthèse et l'activité du système enzymatique responsable de la réduction du nitrate chez les végétaux marins sont **inhibées par de fortes teneurs en ammonium** dans le milieu. Cette inhibition ne signifie pas obligatoirement que l'absorption du nitrate est nulle lorsque la teneur en ammonium est importante mais qu'elle est au moins ralentie. Selon les espèces (et les biotopes?), la concentration subinhibitrice en NH_4 dans le milieu est extrêmement variable. En effet, d'après la revue bibliographique réalisée par Robert *et al.* (1986), elle s'élèverait, pour les microphytes, à des valeurs variant entre 0,2 et 9 $\mu\text{mol/l}$. En ce qui concerne l'algue *Ulva lactuca*, ces auteurs ont pu mettre en évidence une accélération de la vitesse d'absorption du NO_3 en dessous d'un seuil de concentration en NH_4 variant selon les expériences entre 0,6 et 2,8 $\mu\text{mol/l}$.

Sachant que les teneurs en ammonium mesurées, pendant l'été, dans le Bassin d'Arcachon, sont extrêmement faibles (Figure 40), il n'est donc pas impossible que ces conditions permettent la levée de l'inhibition de la nitrate réductase et que ce processus explique l'augmentation des capacités d'absorption du nitrate par l'algue à cette époque de l'année.

Il est intéressant de souligner que ni la vitesse d'absorption maximale des nutriments azotés, ni l'affinité de l'algue à leur égard ne varient en fonction inverse du contenu en azote des algues utilisées pour les expériences (Tableau 56). **Tout se passe donc comme si les algues du milieu, grâce au déclenchement de leurs dispositifs enzymatiques, étaient capables d'absorber assez d'azote pour maintenir leur concentration interne à un niveau élevé, même lorsque les teneurs du milieu sont faibles, le fonctionnement de ces enzymes perdurant au cours des expériences d'absorption.**

Comme nous l'avons expliqué dans le paragraphe précédent, cette accélération de l'absorption de nitrate impose à l'algue une dépense énergétique importante, qui peut, d'après certains auteurs, compromettre ses capacités photosynthétiques et donc sa croissance (Hipkin *et al.*, 1983). Il n'est pas impossible que ces mécanismes expliquent que le taux de croissance journalier de *Monostroma* commence à diminuer dès le mois de mai (Figure 55), même à la station de Compran où le contenu en azote des algues est encore, à cette époque, très supérieur à la concentration minimale déterminée par le CEVA (Figure 66).

Hormis en août, les potentialités d'absorption (V_m) de l'azote chez *Monostroma obscurum* sont donc plus élevées pour l'ammonium que pour le nitrate. Toutefois, on est en droit de se demander ce qu'il en est pour les concentrations en nutriments mesurées dans le milieu. En effet, il faut rappeler que si l'ammonium est la forme prépondérante sous laquelle l'azote est relarguée par les sédiments (cf partie MILIEU, chapitre 3.2.3.), les apports azotés par le bassin versant se font principalement sous forme de nitrate (cf partie MILIEU, chapitre 3.1.3.).

A partir des résultats du CEVA, nous avons calculé²³ les vitesses d'absorption de ces deux formes de l'azote pour deux concentrations auxquelles ces nutriments se trouvent dans les eaux du Bassin d'Arcachon : 5 et 10 $\mu\text{mol/l}$. Les résultats de ces calculs sont présentés dans le tableau 57.

Il y apparaît que la vitesse d'absorption de l'ammonium n'est jamais significativement supérieure à celle du nitrate. Au contraire, dans la majorité des cas, le NO_3^- est absorbé plus rapidement que le NH_4 .

Ce type de comportement a été observé chez quelques unes des algues testées par Wallentinus (1984), notamment *Cladophora albida*, *Monostroma grevillei* et *Pylaiella littoralis*. De même, les expériences réalisées par Robert *et al.* (1986) sur *Ulva lactuca* montrent que, dans certaines conditions, l'algue absorbe l'ammonium et le nitrate à la même vitesse. Enfin, l'ulve des marées vertes bretonnes présente ces mêmes caractéristiques (S. Le Bozec, comm. pers.) Toutefois, au regard de l'ensemble des résultats présentés par Wallentinus (1984), il semble que cette compétence soit le fait de très peu d'espèces et qu'il s'agisse, en majorité, de taxons connus pour leurs proliférations.

La capacité de *Monostroma obscurum* d'absorber le NH_4 et le NO_3 à la même vitesse aux concentrations où on les trouve dans le Bassin semble indiquer que cette espèce dispose d'un

²³ Nous avons employé la méthode de linéarisation de Lineweaver-Burke, dans laquelle on cherche l'équation de la régression linéaire entre $1/\text{Concentration}$ et $1/\text{Vitesse}$. Connaissant les constantes de cette équation, on peut calculer la vitesse d'absorption d'un nutriment pour une vitesse donnée.

dispositif enzymatique réducteur de nitrate particulièrement efficace. **Dans un milieu marqué par un enrichissement en nitrates provenant d'apports agricoles, une telle aptitude confère à cette algue un avantage indéniable en terme de nutrition azotée par rapport aux espèces végétales qui utilisent l'ammonium de façon préférentielle.** A cet égard, il faut remarquer que des travaux récents (Hemminga *et al.*, 1994) ont permis de montrer que la phanérogame *Zostera marina* absorbe l'azote, en grande majorité, sous forme de NH_4 .

Date	NH_4^+		NO_3^-	
	V (5 $\mu\text{mol/l}$)	V (10 $\mu\text{mol/l}$)	V (5 $\mu\text{mol/l}$)	V (10 $\mu\text{mol/l}$)
13 mai 1992	19,5	42,15	25,77	43,29
27 mai 1992	21,2	45,29	52,68	77,28
17 juin 1992	57,67	91,16	56,49	78,43
3 août 1992	39,6	57,8	42,73	68,02
1 octobre 1992	28,23	47,6	48,53	59,52

Tableau 57 : Vitesses d'absorptions ($\mu\text{mol./h/g}$ PS) de l'ammonium et du nitrate par *Monostroma obscurum* pour de faibles concentrations initiales en nutriment (5 et 10 $\mu\text{mol/l}$).

8.4 Conclusion

La population de *Monostroma* du Bassin présente des capacités d'absorption des éléments nutritifs relativement élevées par rapport à d'autres algues, hormis peut-être en ce qui concerne l'ammonium, nutriment pour lequel ses caractéristiques diffèrent peu de la majorité des algues recensées par Wallentinus (1984). Par contre, sa vitesse maximale d'absorption du nitrate et surtout du phosphate (ainsi que l'affinité pour ce nutriment) sont particulièrement remarquables.

Notamment dans le cas du phosphate, il est probable que la pauvreté du milieu en cet élément, en favorisant la synthèse des phosphatases permettant son assimilation par l'algue, soit au moins en partie responsable de ce phénomène.

Comme dans le cas du nitrate, il n'en est pas moins vrai que cette adaptation permet à *Monostroma* d'absorber rapidement les éléments nutritifs, sans doute (mais cela reste à prouver) plus rapidement que les autres espèces non proliférantes présentes dans le Bassin.

9 Recherche des éléments limitant la croissance des populations de *Monostroma obscurum* du Bassin d'Arcachon

9.1 Introduction

L'une des questions qui se posent lorsque l'on étudie la physiologie d'une algue, notamment quand elle prolifère, est de savoir si **son développement dans le milieu est limité par les nutriments qui sont nécessaires à sa croissance**. Dans la mesure où les apports excessifs d'azote et/ou de phosphore sont souvent mis en cause pour expliquer les phénomènes de proliférations algales, la connaissance de cette partie de leur métabolisme est primordiale.

La série de dosages et d'expériences (réalisés par le CEVA) dont il est question dans ce chapitre avaient donc pour but de préciser si le développement des populations de *Monostroma* de la Baie est, à certaines périodes de l'année et/ou dans certaines zones du Bassin, limité par la teneur en azote et/ou en phosphore dans le milieu.

9.2 Méthodes

Trois grands types de méthodes sont utilisés afin de définir si la croissance d'un organisme végétal est ou non limitée dans le milieu où elle se développe par tel ou tel nutriment.

-1. La première technique consiste à rajouter, dans l'eau où se développe le végétal, de l'azote ou du phosphore inorganique. Si la croissance du végétal est améliorée par l'apport de l'un ou l'autre de ces nutriments, on considère que cet élément nutritif manquait à l'algue pour se développer au maximum de ses capacités et qu'il était donc **limitant** dans le milieu. Cette technique est généralement utilisée pour définir l'élément limitant la **croissance phytoplanctonique** (Ryther et Dunstan, 1971). Toutefois, elle est dans certains cas également appliquée aux macroalgues (Fujita, 1985; Lapointe, 1987).

-2. Comme nous l'évoquons dans le chapitre 8, certains auteurs se réfèrent aux cinétiques d'absorption du phytoplancton (valeurs du V_m et du K_m) afin de définir quel est l'élément limitant sa croissance (Riegman *et al.*, 1990). Plus le végétal absorbe le nutriment rapidement, plus on peut considérer qu'il en manque dans le milieu où il se développe.

-3. La troisième méthode est plus couramment utilisée pour rechercher l'élément limitant la croissance des macroalgues (Birch *et al.*, 1981; Humphries *et al.*, 1984; Lavery *et al.*, 1991). Elle est basée sur le fait que les variations des concentrations en azote et en phosphore dans le végétal intègrent les fluctuations de ses besoins nutritionnels en fonction de son métabolisme. En effet, les algues ont la capacité d'accumuler des réserves dans certaines circonstances (périodes de faible

croissance et/ou de fortes teneurs en nutriments dans le milieu)²⁴. Lorsque les conditions du milieu sont favorables au développement végétal et/ou que les concentrations en éléments nutritifs du milieu diminuent, ces réserves sont utilisées par le végétal pour se développer.

Le principe de cette technique consiste donc à comparer (a) la concentration en azote et en phosphore dans les algues récoltées dans le milieu naturel avec (b) la concentration en ces éléments pour laquelle la croissance de l'algue est ralentie par rapport au taux de croissance maximal (**concentration critique** - Figure 64 (1)) et la concentration pour laquelle la croissance est nulle (**concentration de subsistance**- Figure 64 (2)). Ces valeurs sont déterminées expérimentalement.

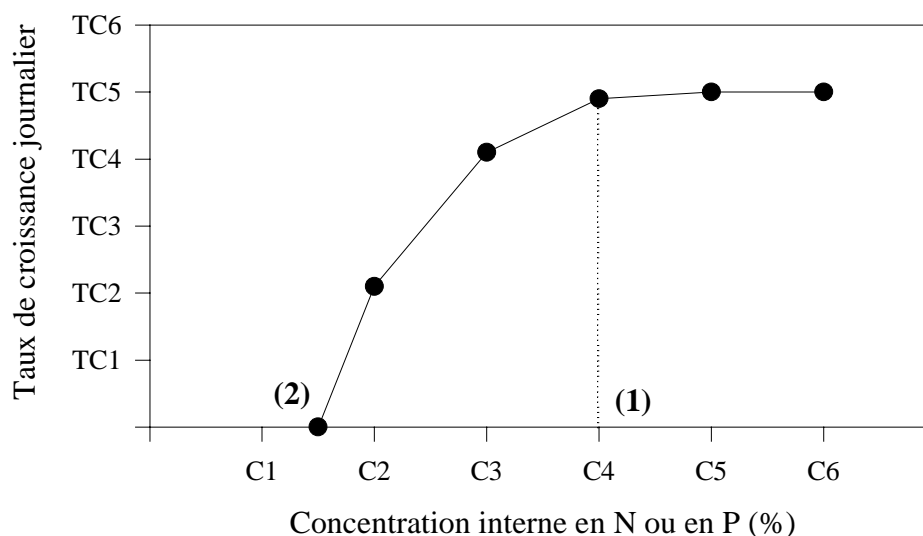


Figure 64 : Modèle d'évolution du taux de croissance en fonction de la concentration de l'algue en azote ou en phosphore.

Lorsque la concentration dans les algues du milieu naturel est inférieure à la concentration critique, on peut considérer que la production de l'algue est limitée par l'élément en question. Lorsqu'elle atteint le niveau de la concentration de subsistance, les réserves de l'algue sont totalement épuisées et elle ne pourra plus accomplir sa croissance sans apport extérieur d'azote ou de phosphore.

Dans certains cas, la détermination de ces concentrations est réalisée en plaçant des lots d'algues dans des milieux diversement enrichis en nutriments (les algues des différents lots présentent alors des concentrations internes en N et en P différentes) et en mesurant le taux de croissance de chaque lot indépendamment (Hanisak, 1979; Gordon *et al.*, 1981; Probyn et Chapman, 1983).

D'autres auteurs placent les algues dans des milieux de culture privés de l'un ou l'autre des deux éléments, la concentration des végétaux en azote et en phosphore diminuant au cours du temps. Parallèlement, ils mesurent la production correspondant à chacune de ces concentrations internes (Björnsäter et Wheeler, 1990). C'est cette seconde méthode qui a été utilisée par le CEVA.

Les expériences et les dosages qui ont été réalisés par cet organisme sont les suivants.

²⁴ Ces réserves se trouvent sous des formes variées. Par exemple, pour l'azote, elles peuvent être inorganiques (ammonium, nitrate) ou organiques (acides aminés libres, protéines non structurales).

9.2.1 Détermination des concentrations minimales

Les algues sont réparties en trois lots expérimentaux (2 réplicats pour chaque lot):

- un lot témoin complété en nitrate et en phosphate (T)
- un lot dans un milieu sans azote (N)
- un lot dans un milieu sans phosphore (P)

Les expériences sont réalisées en "batch" (sans flux continu d'eau), dans des bacs de 20 litres, éclairés et oxygénés, dans lesquels sont placés 10g (poids frais) de *Monostroma*. Leur durée est variable selon les expériences (de 5 à 11 jours). L'eau du milieu est changée tous les deux à trois jours.

Les algues sont régulièrement prélevées dans les bacs et pesées. Le gain de poids mesuré permet d'apprécier la production de l'algue. Dix grammes de ces algues sont remises en culture et l'azote et le phosphore sont dosés dans la fraction supérieure à 10g retirée du milieu. Cette manipulation est répétée jusqu'à ce que la croissance soit significativement ralentie ou nulle.

Trois expériences de ce type ont été réalisées par le CEVA, en mai, juin et août 1992. Elles ont duré respectivement 5, 7 et 11 jours.

9.2.2 Suivi des concentrations en azote et en phosphore dans les *Monostroma* du Bassin

Le suivi des concentrations en azote et en phosphore, dans les *Monostroma* provenant de différentes zones du Bassin où l'on en rencontre (Figure 65), a été réalisé entre les mois d'avril 1992 et de juin 1993. Tous les quinze jours, les algues étaient prélevées dans ces trois stations. Elles étaient ensuite triées, de façon à ne garder, dans les échantillons destinés au dosage, que les thalles ne présentant pas de signe de dégradation. Pour chaque station, 4 lots de 30g d'algue fraîche étaient ensuite lyophilisés et expédiés au CEVA pour dosage de N et P.

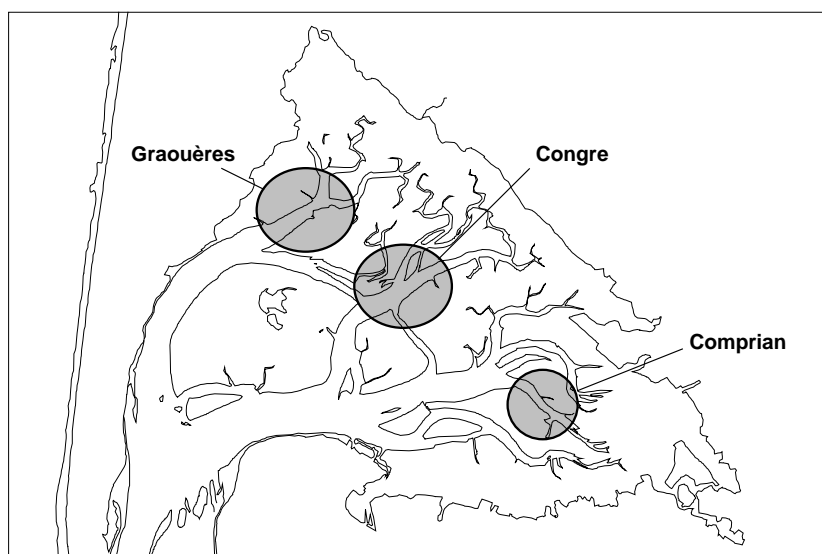


Figure 65 : Localisation des pêches d'algues destinées aux analyses de N et P.

9.3 Résultats et discussion

9.3.1 Concentrations internes des algues du milieu

- **Azote** : L'évolution annuelle des concentrations internes en azote est caractérisée par un rythme saisonnier relativement marqué (Figure 66). Entre l'automne et l'hiver, les contenus sont élevés. A cette époque de l'année, non seulement les concentrations en azote inorganique dans l'eau sont importantes mais, de plus, les algues se développent très peu (ou pas du tout). Elles ont donc tendance à accumuler des réserves d'azote. Dès le mois de février, lorsque les *Monostroma* recommencent à croître, les concentrations internes diminuent dans les algues, phénomène traduisant l'utilisation de leurs réserves. Les teneurs minimales sont observées entre les mois de mai et de juillet. Elles augmentent ensuite en automne lorsque la production diminue et que les apports par les cours d'eau recommencent à augmenter.

Ce cycle est identique pour les algues des trois sites. Cependant, les contenus en azote n'y varient pas avec la même amplitude. Si les trois populations présentent un contenu en azote à peu près similaire à l'automne et au printemps, les algues de la zone centrale et surtout celles de la partie nord du Bassin connaissent, à partir du printemps, une déplétion de leurs réserves internes beaucoup plus importante que la population située à proximité du delta de l'Eyre (Tableau 58).

D'une façon générale, il semble que les concentrations en azote des *Monostroma* du Bassin soient relativement élevées si on les compare aux autres espèces susceptibles de proliférer en Atlantique nord, aussi bien pour les concentrations minimales que maximales (tableau 58). Par contre, les *Enteromorpha intestinalis* et *Ulva fenestrata* des eaux côtières d'Oregon (Pacifique Nord-ouest) (Björnsäter et Wheeler, 1990) présentent des contenus très proches de ceux que nous observons.

• **Phosphore** : En général, les concentrations en phosphore dans les algues sont plus élevées à Comprian que dans les autres stations (Figure 67). C'est le cas, notamment, de l'été 1992 à l'hiver 1993. Au printemps, les teneurs internes dans les algues des trois sites sont relativement similaires.

Le cycle annuel des contenus est ici moins marqué que pour l'azote, sauf à Comprian où les concentrations mesurées pendant la principale période de croissance (printemps - été) sont sensiblement plus faibles que les teneurs automnales et hivernales. Dans les deux autres sites, hormis une sensible augmentation des concentrations au mois de janvier, les concentrations évoluent peu au cours de l'année.

En dépit des faibles concentrations en phosphate dans les eaux du Bassin, les teneurs en phosphore des populations de *Monostroma* sont élevées par rapport aux valeurs rapportées dans la littérature pour les côtes européennes et nord américaines de l'Atlantique. Ce phénomène est sans doute à mettre en relation avec les excellentes capacités d'absorption que présente cette espèce pour le phosphate (cf chapitre 8). Elles sont, par contre, peu différentes de celles qui ont été mesurées chez *Ulva fenestrata* et *Enteromorpha intestinalis* sur la côte Pacifique nord-ouest des U.S.A. (tableau 59).

• **Rapport N/P (molaire) dans les algues :**

En moyenne, les rapports N/P des *Monostroma* des trois sites sont peu différents . Toutefois, l'amplitude des variations de ce rapport est plus importante dans les algues du centre et du nord du Bassin que dans celles qui se développent à Comprian (Tableau 60 et Figure 68). Dans ce dernier site, le rapport N/P molaire se maintient presque tout au long de l'année entre 20 et 30 alors qu'il présente des valeurs plus hautes (hiver) ou plus basses (été) au Congrè et à Graouères. A Comprian, les variations du rapport N/P des algues dépendent principalement des modifications de leur contenu en phosphore. Dans les autres sites, ce rapport varie surtout en fonction de leur concentration en azote (Figure 69).

Etant données les valeurs très élevées qu'atteint actuellement le rapport N/P dans les eaux du Bassin (84 en moyenne et 140 à la station de Comprian), si on le compare aux chiffres rapportés par Björnsäter et Wheeler (1990) (N/P dans l'eau compris entre 7 et 42), il n'est pas étonnant d'observer que le rapport N/P soit légèrement plus élevé dans les *Monostroma* du Bassin que dans les algues d'Oregon (Tableau 60).

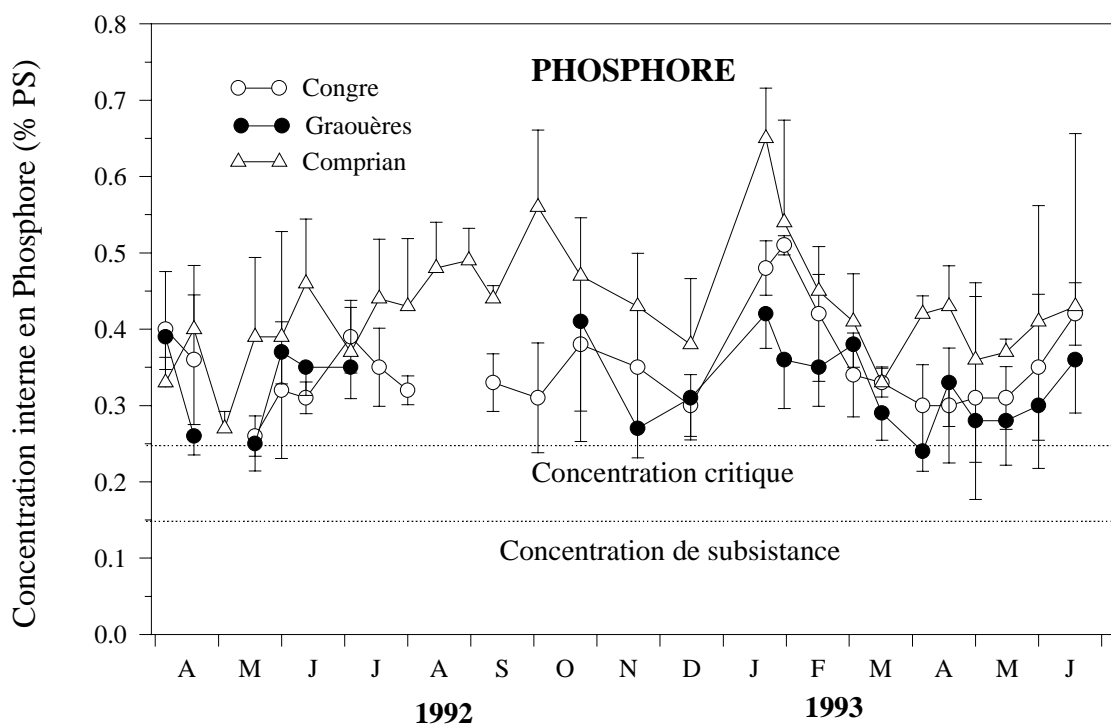


Figure 67 : Fluctuations saisonnières de la concentration en phosphore (% du poids sec) des *Monostroma* du Bassin d'Arcachon.

	Concentration minimale en phosphore (%PS)	Concentration maximale en phosphore (%PS)	Auteurs
<i>Monostroma obscurum</i>			
Comprian	0,27	0,65	Présente étude
Congre	0,26	0,51	
Graouères	0,25	0,39	
<i>Ulva rigida</i>	0,13	0,32	Sfriso <i>et al.</i> (1987)
<i>Ulva rigida</i>	0,04	0,25	Lavery <i>et al.</i> (1991)
<i>Ulva sp.</i> (Bretagne)	0,13	0,43	Lebozec (1993?)
<i>Ulva fenestrata</i>	0,32	0,60	Björnsäter et Wheeler (1990)
<i>Enteromorpha intestinalis</i>	0,37	0,73	Björnsäter et Wheeler (1990)
<i>Codium fragile</i>	0,28	0,49	Hanisak (1979)
<i>Chaetomorpha linum</i>	0,07	0,36	Lavery <i>et al.</i> (1991)
<i>Cladophora montagnea</i>	0,11	0,5	Lavery <i>et al.</i> (1991)

Tableau 59 : Concentrations en phosphore (% du poids sec) mesurées dans quelques espèces de macroalgues.

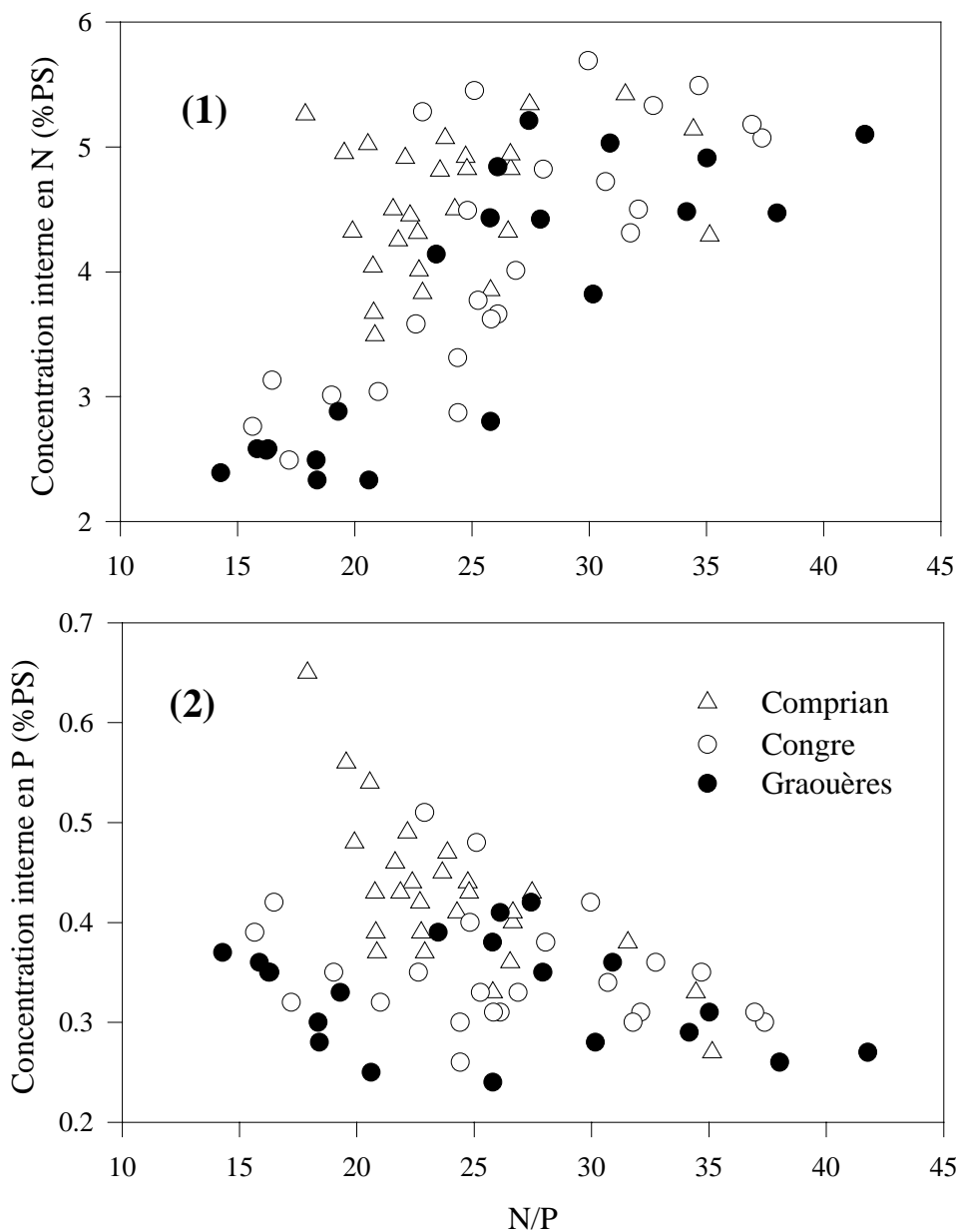


Figure 69 : Variation du rapport N/P dans les algues en fonction - (1) de leur contenu en azote, - (2) de leur contenu en phosphore.

	Concentration de substance		Auteurs
	en azote (% PS)	en phosphore (% PS)	
<i>Codium fragile</i>	0,8		Hanisak (1979)
<i>Laminaria saccharina</i>	1,3		Chapman <i>et al.</i> (1978)
<i>Cladophora albida</i>	1,2	0,05	Gordon <i>et al.</i> (1981)
<i>Ulva fenestrata</i>	1,8	0,20	Björnsäter et Wheeler (1990)
<i>Ulva sp.</i> (Bretagne)	1,0		Gonay (1991)

Tableau 61 : Concentration de substance (% du poids sec) de quelques espèces de macroalgues.

9.3.2 Concentration de subsistance et concentration critique en azote et en phosphore

Lors des expériences réalisées sur *Monostroma*, les expérimentateurs du CEVA n'ont pas déterminé les concentrations critiques en azote et en phosphore mais seulement aux concentrations de subsistance (contenus algaires au dessous desquels la croissance est nulle).

Dans les deux premières expériences (mai et juin 1992), aucun arrêt de la croissance n'a pu être observé, et les expérimentateurs ont estimé qu'ils n'avaient pas atteint les concentrations minimales qu'ils recherchaient.

Seule la troisième expérience (août 1992) a permis de mesurer une croissance nulle pour des **concentrations internes en azote de 1,8%** et en **phosphore de 0,18%**. Toutefois, il faut remarquer que cette expérience a été conduite à une époque de l'année où la croissance n'est plus très rapide et où les algues présentent sans doute un état physiologique moins bon qu'au printemps. Par ailleurs, en raison de la fragilité²⁵ de *Monostroma*, il est possible que les algues aient mal supporté la longueur de cette expérience (11 jours au total). Ainsi, au cours de l'expérience d'août, la croissance des témoins a commencé à diminuer à partir du 7^{ème} jour alors que les algues de ces lots n'étaient privées d'aucun nutriment.

Etant donné les aléas des expériences qui ont permis de les déterminer, il est donc difficile de savoir si les valeurs de ces concentrations de subsistance sont ou non parfaitement exactes. Si tel n'est pas le cas, on peut penser qu'elles ne peuvent être que surestimées par rapport à leur valeur réelle. Pour cette raison, il est difficile de savoir s'il est significatif que ces concentrations soient plus élevées chez *Monostroma* que chez la plupart des autres espèces, si l'on excepte *Ulva fenestrata* (tableau 61).

Si l'on admet que ces valeurs sont exactes (ou surestimées) et si l'on se réfère aux figures 66 et 67 présentant les teneurs des populations de *Monostroma* du Bassin, il semble possible d'affirmer **que les stocks internes d'azote et de phosphore ne diminuent jamais (à aucune date et dans aucune des trois zones) en dessous des valeurs qui leur permettent de subsister sans apport extérieur de nutriments (concentration de subsistance).**

Comme nous l'avons signalé dans le chapitre précédent, cela ne signifie pas que la croissance des algues n'est pas, à un moment ou à un autre, limité par l'un de ces deux éléments.

Grâce aux résultats fournis par le CEVA, nous avons donc tenté de déterminer les valeurs des **concentrations critiques en azote et en phosphore**, à partir de courbes mettant en relation le taux de croissance avec le contenu interne en azote et en phosphore des algues soumises aux expériences.

²⁵ *Monostroma obscurum* est une espèce sur laquelle l'expérimentation est délicate. En effet, non seulement les thalles se déchirent très facilement lorsqu'on les manipule mais, de plus, ils se dégradent très rapidement. Les populations observées sur le terrain sont souvent composées en majeure partie de thalles en mauvais état. Pour cette raison, dans ce type d'expérience, les expérimentateurs du CEVA ont rencontré beaucoup plus de problèmes avec *Monostroma* qu'avec l'ulve, par exemple.

Etant donnée la dissemblance des gains de biomasse mesurés au cours des expériences de juin et d'août, nous avons, pour chaque nutriment, représenté ces résultats sur deux graphes différents (Figure 70). Bien entendu, il est nécessaire de considérer ces figures avec une extrême prudence, étant donné qu'elles résultent d'une manipulation de données qui n'ont pas été recueillies à cet effet.

Tout d'abord, il faut remarquer que les taux de croissance les plus faibles sont généralement observés dans les lots privés d'azote et ce, que leur contenu en phosphore soit élevé ou non. Ce phénomène est particulièrement net sur les courbes a' et b de la figure 70. La croissance des algues serait donc plus affectée par un manque d'azote que par un manque de phosphore dans le milieu.

En ce qui concerne le **phosphore**, la figure correspondant à l'expérience de juin (b) montre que la croissance se maintient à un niveau à peu près constant pour des teneurs internes comprises entre 0,25 et 0,45%, si l'on ne considère que les lots d'algues non soumises à un manque d'azote. **Le contenu critique se situerait donc au-dessous d'une concentration interne en phosphore de 0,25%**. En août, les taux de croissance sont très variables pour les algues présentant une même concentration interne en phosphore, et il est impossible de déterminer la valeur exacte de la concentration critique. Quoi qu'il en soit, au regard de la figure 67, présentant les contenus internes en phosphore des algues du milieu, cela signifierait que **les *Monostroma* du Bassin ne sont jamais limités par le phosphore**.

Pour **l'azote**, il semble que le taux de croissance ne soit pas affecté par la concentration interne des algues lorsqu'elle se situe entre 4 et 6,5% (expérience de juin). Les résultats de l'expérience du mois d'août montrent que **le taux de croissance diminue fortement pour une concentration interne proche de 3,5%**. Si cette valeur correspond effectivement à la concentration critique de *Monostroma obscurum*, elle est relativement élevée par rapport à celles qui ont été déterminées pour d'autres espèces, hormis *Ulva fenestrata* (Tableau 62).

Si la concentration critique en azote est effectivement de 3,5%, au regard de la figure 66, on peut considérer que **les algues de Compiègne ne sont jamais limitées par l'azote**. La croissance des *Monostroma* de la partie centrale du Bassin (Congre) serait limitée par l'azote entre mai et août 1992, mais pas en 1993. **Dans la zone nord de la Baie (Graouères), la limitation printanière en azote serait beaucoup plus marquée et régulière d'une année sur l'autre.**

Espèce	Concentration critique		Auteurs
	en azote (% PS)	en phosphore (% PS)	
<i>Codium fragile</i>	2,1		Hanisak (1979)
<i>Laminaria saccharina</i>	1,9		Chapman <i>et al.</i> (1978)
<i>Ulva sp.</i> (Bretagne)	2,0	0,10	Gonay (1991) Lebozec (comm. pers.)
<i>Ulva rigida</i>	2,0	0,04	Lavery <i>et al.</i> (1991)
<i>Ulva fenestrata</i>	3,2		Björnsäter et Wheeler (1990)
<i>Enteromorpha intestinalis</i>	2,5		Björnsäter et Wheeler (1990)
<i>Chaetomorpha linum</i>	1,0	0,04	Lavery <i>et al.</i> (1991)
<i>Cladophora montagnea</i>	2,1	0,32	Lavery <i>et al.</i> (1991)

Tableau 62 : Concentration critique (% du poids sec) de quelques espèces de macroalgues.

Nous avons également mis en relation le taux de croissance avec **le rapport N/P molaire dans les algues** (Figure 70, c et c'). En effet, Björnsäter et Wheeler (1990) et Wheeler et Björnsäter (1992) estiment que les valeurs de ce rapport peuvent indiquer par quel élément la croissance de l'algue est limitée, d'une façon plus exacte qu'en s'intéressant simplement à l'un ou à l'autre des deux éléments. Ces auteurs mettent ainsi en évidence une gamme de valeurs du rapport N/P pour laquelle la croissance n'est limitée par aucun élément (pour *Ulva fenestrata*, de 12 à 18). Au dessous de 12, cette ulve est limitée par l'azote, et lorsque le rapport N/P dépasse 18, la croissance de l'algue est nettement limitée par le phosphore.

Au regard des courbes que nous avons établies (figure 70 - c et c'), il semble apparaître que la croissance de *Monostroma obscurum* est affectée **pour un rapport inférieur à 20** (expérience d'août - c'). Les *Monostroma* des expériences de juin et d'août, dont le rapport N/P est inférieur à 20 sont caractérisées par des concentrations faibles en azote (1,5 à 3%) et moyennes en phosphore (0,3 à 0,4%). Si l'on admet que les *Monostroma* du Bassin sont limitées par l'azote lorsque leur rapport N/P chute au dessous de 20, cela signifierait que, non seulement les algues du Congrè et de Graouères sont limitées par l'azote entre la fin du printemps et le début de l'été²⁶, mais également que les *Monostroma* de Comprian le sont également, notamment au mois de janvier, alors qu'à cette époque, leur contenu en azote est élevé (Figure 66). Cette diminution hivernale du rapport N/P dans les algues de Comprian n'a pas le même sens qu'au Congrè et à Graouères. Lorsque les algues de Comprian présentent un rapport N/P faible, cela signifie que les teneurs en azote et en phosphore sont élevées, tandis que dans les autres sites (ainsi que dans les conditions expérimentales), le faible rapport N/P correspond à une déplétion en azote. Quoiqu'il soit délicat de trancher définitivement sur cette question, il nous paraît extrêmement douteux que les algues situées au débouché de l'Eyre se

²⁶ Ce que nous avons démontré par ailleurs.

trouvent limitées en azote pendant la période où les apports de cet élément par la rivière sont maximaux. Dans ce cas, la validité de la limite inférieure du rapport N/P n'aurait de sens que pour les algues dont la concentration interne en azote se situe en dessous du contenu critique.

La limite supérieure du rapport N/P à partir de laquelle les *Monostroma* seraient limitées par le phosphore est difficile à mettre en évidence. En effet, au cours de l'expérience de juin, la production de *Monostroma obscurum* ne montre pas de variation conséquentes pour un rapport N/P dans l'algue compris entre 20 et 50 (Figure 70 - c). Il faut souligner que les teneurs en phosphore des algues soumises à cette expérience, au moins celles pour lesquelles nous disposons de dosages simultanés du N et du P permettant de calculer le rapport N/P, n'ont jamais atteint un niveau très faible (0,29% au minimum). Au cours de l'expérience d'août, il semblerait, par contre, que les algues se développant dans le milieu sans phosphore et dont le rapport N/P est supérieur à 30 (Figure 70 - c') aient tendance à moins croître que les témoins. Malheureusement, cette observation est basée sur un seul résultat d'analyse pour lequel la concentration en phosphore de l'échantillon atteint un niveau plus faible que dans les algues du mois de juin.

Comme dans le cas précédent, il semble donc que la production n'est dépendante du rapport N/P que dans le cas où le phosphore atteint un niveau critique dans les algues. Lorsque tel n'est pas le cas, **on peut penser que *Monostroma* supporte, au contraire d'*Ulva fenestrata* par exemple, un rapport N/P relativement élevé sans que sa croissance soit affectée.**

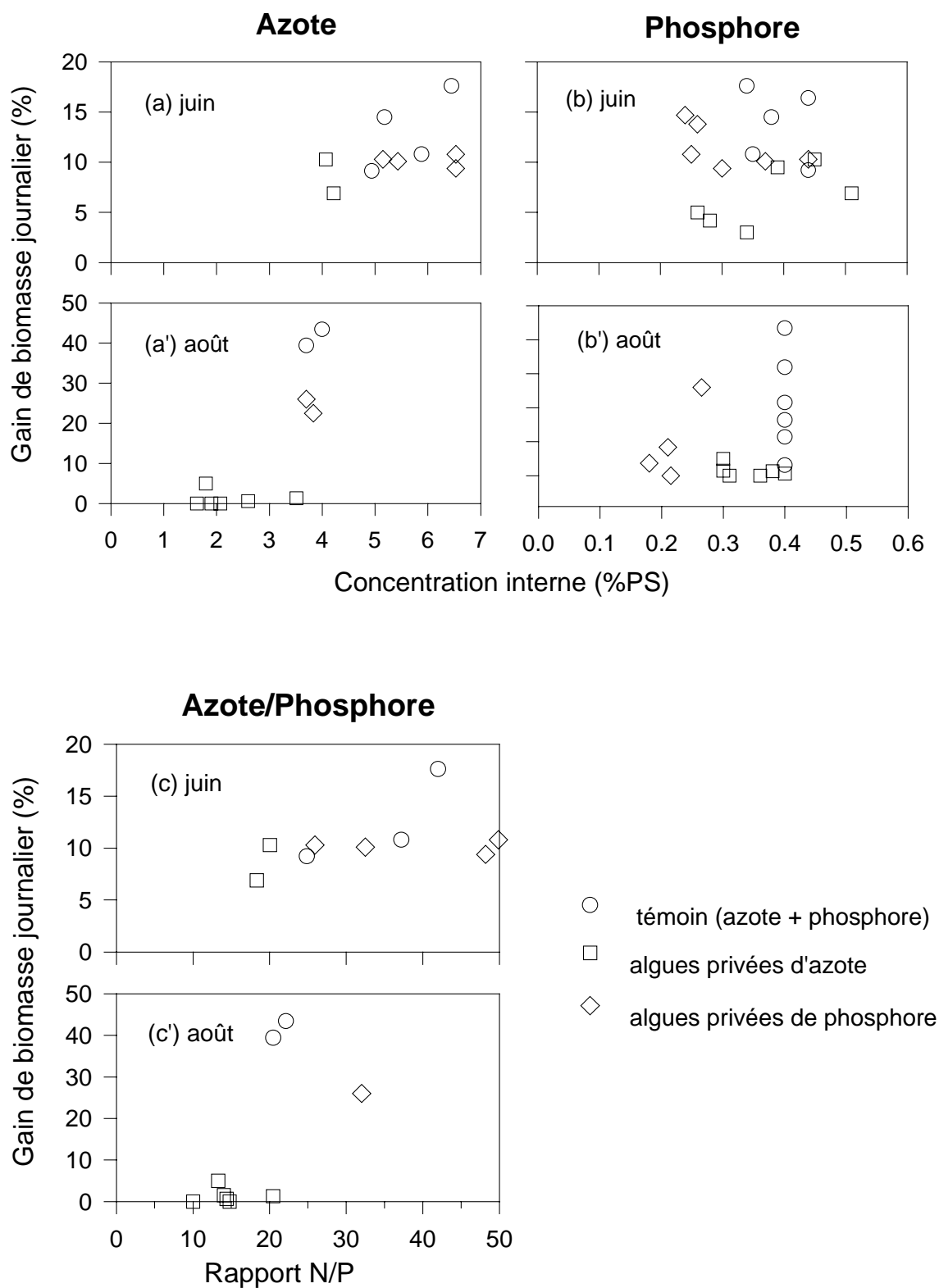


Figure 70 : Evolution du gain de croissance journalier (% PS) mesuré au cours des expériences en fonction -
 - (a et a') de leur concentration en azote, - (b et b') de leur concentration en phosphore,
 - (c et c') de leur rapport azote/phosphore.

9.3.3 Stockage de l'azote et du phosphore chez *Monostroma obscurum*

On peut estimer les capacités de stockage des différentes espèces algales en calculant d'une part le rapport entre leurs concentrations maximale et minimale en un élément donné et, d'autre part, le rapport entre la concentration maximale et la concentration critique. Ces calculs sont réunis dans le tableau 63.

La comparaison des valeurs obtenues, pour *Monostroma* et pour les autres espèces susceptibles de proliférer, montre que les capacités de stockage de cette algue sont relativement faibles, aussi bien dans le cas de l'azote que du phosphore. Ceci est dû à la fois au fait que les concentrations en N et en P des algues du Bassin ne sont jamais très faibles et que, d'autre part, la concentration critique en azote est élevée.

Espèce	Azote C max / C min	Azote C max/C critique	Phosphore C max / C min
<i>Monostroma obscurum</i>	1,41 à 2,28	1,49 à 1,62	1,56 à 2,41
<i>Ulva sp.</i> (Bretagne)	3,50	2,45	3,31
<i>Ulva rigida</i> (Australie)	3,50	1,75	6,25
<i>Ulva rigida</i> (Italie)	2,52		2,46
<i>Ulva fenestrata</i>	2,24	1,71	1,87
<i>Enteromorpha intestinalis</i>	2,52	2,04	1,98
<i>Chaetomorpha linum</i>	4,00	4,00	5,14
<i>Cladophora montagnea</i>	3,33	6,56	4,54

Tableau 63 : Rapport entre la concentration maximale et la concentration minimale (et critique, pour l'azote) d'azote et de phosphore pour quelques espèces de macroalgues.

10 Conclusion de la partie ALGUE

A la suite des travaux de Grime (1977), traitant des stratégies adaptatives des plantes supérieures, Littler et Littler (1980) ont proposé une distinction des taxons macroalgaux en deux groupes, sur la base d'un certain nombre de critères morphologiques, physiologiques et stratégiques. Ces auteurs distinguent ainsi les **algues opportunistes** de celles qui apparaissent plus tard dans les successions d'espèces ("**late successional forms**").

Du point de vue de sa morphologie, *Monostroma obscurum* possède très clairement les caractéristiques d'une **algue opportuniste**. Son thalle monostromatique présente un **rapport surface/volume très élevé**. Une telle morphologie détermine chez ce type d'algues une importante fragilité structurale. Pour cette raison, elles disposent d'une courte durée de vie conditionnée par leur faible résistance à la dessiccation, à l'abrasion et à la prédation par les organismes herbivores. En terme de compétition avec les espèces dont le thalle est plus résistant ("**late successional forms**"), ces inconvénients sont compensés par un certain nombre d'**avantages adaptatifs** qui leur permettent de coloniser avec succès les mêmes biotopes que les précédentes. Nos résultats concernant la physiologie de *Monostroma obscurum* sont en parfait accord avec cette théorie.

Par ailleurs, *Monostroma obscurum* supporte une gamme importante de température, de salinité et d'éclairement.

La capacité photosynthétique de *Monostroma obscurum* est particulièrement élevée. En effet, si l'on se réfère aux données recueillies par Littler et Arnold (1982), on peut classer *Monostroma* parmi les plus productives des macroalgues qui sont, comme cette dernière, caractérisées par un thalle fin, en lame ou en tube, et dont le rapport surface/volume est élevé (bonne pénétration de la lumière). Si la production de *Monostroma* est élevée, **cette espèce se dégrade également rapidement**. Ce caractère rapproche également *Monostroma* du groupe des espèces "opportunistes".

Comme l'ont montré Odum *et al.* (1958) et, à leur suite, de nombreux auteurs cités par Wallentinus (1984), les algues dont le rapport surface/volume est élevé présentent d'**excellentes capacités d'absorption des nutriments**. Selon Rosenberg et Ramus (1982), les espèces "opportunistes" ont intérêt à compenser leur fragilité structurale en absorbant rapidement les sels nutritifs. L'affinité pour les nutriments (notamment le phosphate) et leur vitesse d'absorption sont effectivement très élevées chez *Monostroma obscurum*. Par ailleurs, **les capacités de stockage de nutriments seraient relativement limitées chez cette espèce**. D'après de nombreux auteurs (Ryther *et al.*, 1981; Rosenberg et Ramus, 1982; Probyn et Chapman, 1982; Fujita, 1985), cette faible propension à accumuler des réserves est caractéristique des **algues à courte durée de vie**, tandis que les **algues à durée de vie longue** auraient tendance à stocker dans leurs tissus les éléments permettant leur croissance lorsque les conditions du milieu le permettent. Les algues opportunistes, pour leur part, utiliseraient rapidement l'azote et le phosphore absorbés pour se développer.

Monostroma obscurum présente donc toutes les caractéristiques d'une espèce opportuniste : croissance rapide, courte durée de vie (dégradation rapide), efficacité dans l'absorption des nutriments mais possibilités limitées de stockage interne de ces éléments. Ces particularités expliquent son **aptitude à proliférer** dans les zones et aux périodes où les facteurs du milieu sont favorables à son développement (éclairage, salinité, et teneurs en nutriments élevés). Elles expliquent aussi pourquoi, dès que les conditions deviennent défavorables, notamment lorsque la concentration de l'eau en azote diminue et/ou que les mécanismes de décomposition s'accélèrent, son développement est, très rapidement, limité.

TROISIEME PARTIE : DISCUSSION GENERALE

11 Discussion Générale

11.1 Analyse de la prolifération

Les caractéristiques du milieu et de la prolifération de *Monostroma* ont été largement exposées. La mise en relation de ces éléments va maintenant tenter de répondre à plusieurs questions qui, plus ou moins liées entre elles, s'avèrent relativement complexes.

• Pourquoi ces espèces ?

Comme nous l'avons rappelé en conclusion de la seconde partie de cette étude, la morphologie des macroalgues détermine leurs caractéristiques physiologiques. Les algues à thalle fin et/ou dont le rapport surface/volume est élevé présentent une stratégie de type "opportuniste", caractérisée notamment par une productivité élevée, une forte affinité pour les nutriments et la capacité de les absorber rapidement. **En matière de compétition avec les autres espèces végétales, ces capacités leur confèrent un avantage certain lorsque les conditions du milieu leur sont (ou leur deviennent) favorables.**

Les espèces macroalgales qui prolifèrent dans le Bassin d' Arcachon (*Monostroma obscurum*, *Enteromorpha clathrata* et *Centroceras clavulatum*) appartiennent toutes les trois à ce type. Si l'on considère, comme nous le verrons par la suite, que certains facteurs du milieu ont évolué en faveur d'un meilleur développement algal, il n'est pas surprenant que ces modifications profitent à des algues de ce type.

Il faut souligner qu'il existe, dans le Bassin d'Arcachon, un certain nombre de genres (Entéromorphes -autres que *E. clathrata*-, Ulves et *Cladophora*, notamment) de morphologie très similaire à celle des espèces proliférantes et dont le développement est resté inchangé depuis les dernières décennies.

Il est possible que ces espèces soient moins opportunistes que celles qui prolifèrent et/ou que les actuelles conditions du milieu (température, salinité, éclaircissement) leur soient moins favorables.

Toutefois, un autre facteur distingue ces deux groupes d'espèces : les espèces proliférantes sont, pour deux d'entre elles au moins (*Monostroma* et *Centroceras*), d'apparition récente (postérieure à 1975) dans le Bassin d'Arcachon (Auby, 1993). *Enteromorpha clathrata*, pour sa part, n'a été signalée dans le Bassin qu'en 1975, par Parriaud²⁷. Si l'on se réfère à la publication récente de Verlaque (1994) concernant les algues nouvellement observées en Méditerranée, **une algue introduite**, lorsque son acclimatation dans une nouvelle région n'échoue pas (cas le plus fréquent), **peut y connaître un "développement exubérant"**. C'est le cas, par exemple, de la fameuse *Caulerpa taxifolia* en Méditerranée. Selon Verlaque (1994), **des phénomènes d'eutrophisation peuvent favoriser ces pullulations, mais c'est loin d'être la règle. En fait, il suffit que l'intrus soit plus tolérant, croisse et se multiplie plus vite que les espèces autochtones pour qu'il les**

²⁷ Nous ignorons si elle s'y trouvait avant cette date.

supplante rapidement". Dans le Bassin d'Arcachon, en ce qui concerne la faune, on dispose de nombreux exemples de ces pullulations d'espèces "exotiques" introduites, entre autres l'ascidie japonaise *Styela clava* (introduction involontaire) et la palourde originaire du Pacifique *Ruditapes philippinarum* (introduction volontaire).

L'origine allochtone récente de deux (et peut-être de trois) des espèces impliquées dans les proliférations arcachonnaises doit donc être prise en compte comme un élément d'explication du phénomène. Toutefois, il est difficile, en l'état de nos connaissances sur la compétition inter-spécifique entre espèces anciennement et récemment implantées, de savoir si ce facteur est réellement déterminant dans le déclenchement des proliférations.

• **Quelles sont les modifications notables du milieu ces 20 dernières années?**

Il n'est donc pas exclu que le phénomène s'explique, au moins en partie, par la propension à proliférer des espèces introduites dans leur nouveau biotope. Toutefois, il n'en est pas moins vrai que le milieu s'est également modifié depuis les 20 dernières années et que certaines de ces transformations peuvent, à elles seules, expliquer le déclenchement et le maintien de proliférations macroalgales.

L'analyse des observations concernant l'évolution des caractéristiques physico-chimiques du Bassin (première partie de cette étude) amène aux conclusions suivantes.

- La **salinité** (Figure 34) des eaux du Bassin n'a pas évolué de façon significative (dans le sens d'un accroissement ou d'une diminution) depuis les 20 dernières années.

- Depuis 1982, les **températures de l'air et de l'eau du Bassin** sont plus élevées que la normale établie sur les 40 dernières années (Figure 33). Quoique ce phénomène soit de faible amplitude, il est possible que cette évolution ait favorisé le développement de l'espèce thermophile *Enteromorpha clathrata*.

- Depuis 1981, l'**ensoleillement** (rayonnement annuel) est égal ou inférieur à la normale établie sur les 40 dernières années (Figure 2b). Sachant que *Monostroma obscurum* est capable d'assurer sa photosynthèse à de faibles niveaux d'éclaircements, cette situation, si elle n'explique pas la prolifération de cette espèce, n'entrave pas sa croissance.

- Outre ces modifications qui influent sans doute assez peu sur le développement macroalgal, le fait le plus marquant en matière d'évolution du milieu au cours de ces 20 dernières années est, sans aucun doute, l'augmentation de la **concentration en nitrate** des masses d'eau internes du Bassin (Tableau 43), directement liée à l'accroissement des apports d'azote d'origine agricole dans les cours d'eau.

Il est évident que cette augmentation des apports d'azote permet que le milieu soutienne une production végétale plus importante. Entre 1970 et la période actuelle, on peut estimer que **les apports annuels d'azote minéral au Bassin d'Arcachon ont augmenté d'au moins 250 tonnes (+38%)**, cette source étant concentrée dans la zone d'influence de l'Eyre, où se développe la majorité

des *Monostroma*. Cet excédent d'azote représente une valeur intermédiaire entre le contenu de la **biomasse maximale** des *Monostroma* (**112 tonnes d'azote**) et la quantité utilisée pour leur **production annuelle** (**360 tonnes d'azote**). Du fait du recyclage de l'azote relativement rapide chez cette espèce, l'apport supplémentaire en cet élément est largement suffisant pour soutenir le développement de cette quantité d'algues.

Parallèlement, les quantités de **phosphore** arrivant dans le Bassin ont décru, en raison de la diminution des teneurs en cet élément dans les cours d'eau et du détournement de la majeure partie des eaux usées vers l'extérieur du Bassin. De ce fait, **le rapport Azote/Phosphore (N/P)** dans les eaux des rivières et de la Baie a significativement augmenté au cours des 20 dernières années.

Par rapport au début des années 1970, les eaux du Bassin sont donc plus riches en azote et restent pauvres en phosphore et le rapport N/P observé dans ces eaux est, à l'heure actuelle, particulièrement élevé.

- **Ces modifications du milieu favorisent-elles le développement de *Monostroma obscurum* ?**

La question se pose de savoir si *Monostroma obscurum* est apte à profiter (et mieux que d'autres espèces) de cette relative eutrophisation (beaucoup d'azote, mais peu de phosphore) du milieu.

Le fort rapport N/P mesuré dans les eaux du Bassin d'Arcachon est comparable à celui des eaux subtropicales décrites par Lapointe *et al.* (1992). En dépit de cette situation, **il semble que les populations de *Monostroma* qui se développent ici ne sont jamais limitées par le phosphore**, au contraire des algues subtropicales. Les concentrations en phosphore à l'intérieur des tissus de *Monostroma* sont aussi importantes que celles que mesurent Björnsäter et Wheeler (1990) dans certaines Ulvacées du Pacifique Nord où les teneurs en phosphate sont plus élevées que dans le Bassin. Ce fait s'explique sans doute par l'affinité particulière de *Monostroma* pour cet élément. De plus, ces algues se trouvent fréquemment en contact ou à proximité des sédiments qui constituent, via les mécanismes de relargage, une source importante de phosphore pour les eaux de la Baie.

Par contre, comme les Ulvacées subtropicales, les *Monostroma* du Bassin présentent des concentrations en azote interne et un niveau de concentration critique²⁸ particulièrement élevés. **Bien que cette espèce présente de bonnes capacités d'absorption de l'azote minéral, elle a donc besoin de fortes concentrations en cet élément dans l'eau pour se développer**, et ceci d'autant plus que ses capacités de stockage sont relativement limitées.

Ces caractéristiques physiologiques (non-limitation par le phosphore pourtant peu abondant, limitation par l'azote plus abondant que par le passé) expliquent donc sans doute que cette espèce

²⁸ Mais cela reste à confirmer par d'autres séries d'expériences.

connaisse un tel développement dans le Bassin d'Arcachon, peut-être aux dépens d'autres espèces qui sont présentes dans le Bassin mais n'ont pas les mêmes aptitudes (autres Ulvacées, phytoplancton).

• **Une réduction des apports en azote permettrait-elle de limiter les proliférations?**

L'élément limitant la croissance de *Monostroma obscurum* dans le Bassin d'Arcachon est donc, en priorité, l'azote. Dès lors que les algues en sont privées, leur croissance diminue fortement.

La question se pose donc de savoir si une réduction des apports d'azote provenant des sources externes (sur lesquelles on peut intervenir) permettrait d'empêcher les proliférations de *Monostroma* de se produire.

En premier lieu, il faut rappeler ici que **les apports externes de nutriments au Bassin ne fournissent qu'une part relativement faible de la quantité d'azote et de phosphore nécessaire à la production végétale qui s'y développe.**

	Azote (tonnes par an)*		Phosphore (tonnes par an)*	
	N total	N minéral	P total	P minéral
Production végétale totale**	4045		496	
• Apports externes	1498	910	100	21
dont, par les cours d'eau	1205	796	33	4

* Valeurs moyennes

** Non comprise la production des macroalgues autres que *Monostroma obscurum*

Tableau 64 : Comparaison des tonnages d'azote et de phosphore investis dans la production annuelle des végétaux du Bassin et de l'apport annuel par les sources externes.

En effet, comme cela apparaît dans le tableau 64, les sources externes n'alimentent cette production²⁹ que pour environ 1/3 dans le cas de l'azote (apporté, en grande majorité par les cours d'eau), et pour 1/5 seulement en ce qui concerne le phosphore. Une grande partie des nutriments qu'utilisent les végétaux provient donc soit des mécanismes de recyclage, notamment de la dégradation des végétaux (nous avons montré que le "turn-over" de l'azote et du phosphore est ici très rapide), soit des processus microbiens de fixation de l'azote moléculaire.

Si l'on raisonne en terme de bilan quantitatif des sources d'azote qui alimentent la production primaire, les apports par les cours d'eau semblent donc relativement peu importants (environ 1/4 du tonnage nécessaire aux végétaux). On peut alors penser que leur réduction n'aurait qu'une faible influence sur l'avenir des proliférations algales. Toutefois, certaines coïncidences entre la localisation de ces sources et le développement de *Monostroma* indiquent que

²⁹ encore est-elle sous-estimée

tel n'est pas le cas. En effet, la majorité de ces apports sont concentrés dans l'Eyre, et cette localisation détermine l'établissement, dans la zone d'influence de ce cours d'eau, de concentrations en azote minéral plus élevées que dans le reste de la Baie. C'est également dans cette région du Bassin que les *Monostroma* sont présentes, en densité élevée, durant toute l'année. Pour cette raison, il y a tout lieu de penser que les apports d'azote par cette rivière influent de manière importante sur les proliférations de *Monostroma*. C'est ce que nous allons tenter de montrer dans le paragraphe ci-dessous.

- **Une réduction des apports en azote par l'Eyre permettrait-elle de limiter les proliférations?**

Quoiqu'il soit délicat de répondre à cette question sans l'aide d'une modélisation, nous avons essayé d'y réfléchir sur la base des observations concernant les eaux et les algues de Comprian et des Jacquets. Ce second site correspond à l'un des points du réseau hydrologique IFREMER (Figure 32) et c'est également l'endroit où nous avons récolté les algues destinées à mesurer les concentrations internes en azote et en phosphore (Figure 65). Nous y avons associé la moyenne des taux de croissance des algues entre la station "Arès" et "Graouères". Ces observations sont rassemblées sur la figure 71.

Comme nous l'avons déjà souligné, la majorité des *Monostroma* se trouve dans la zone Sud-Est du Bassin (Comprian), sous l'influence des apports de l'Eyre. Ces eaux sont non seulement riches en azote minéral mais également relativement dessalées et turbides. On y observe des algues pendant toute l'année et dont la teneur interne en azote est toujours supérieure à la concentration critique. Dans le Nord du Bassin (Jacquets), la turbidité, les concentrations en azote et les dessalures sont moindres. Les algues y sont, dès le mois d'avril, limitées par l'azote et y disparaissent pendant l'été.

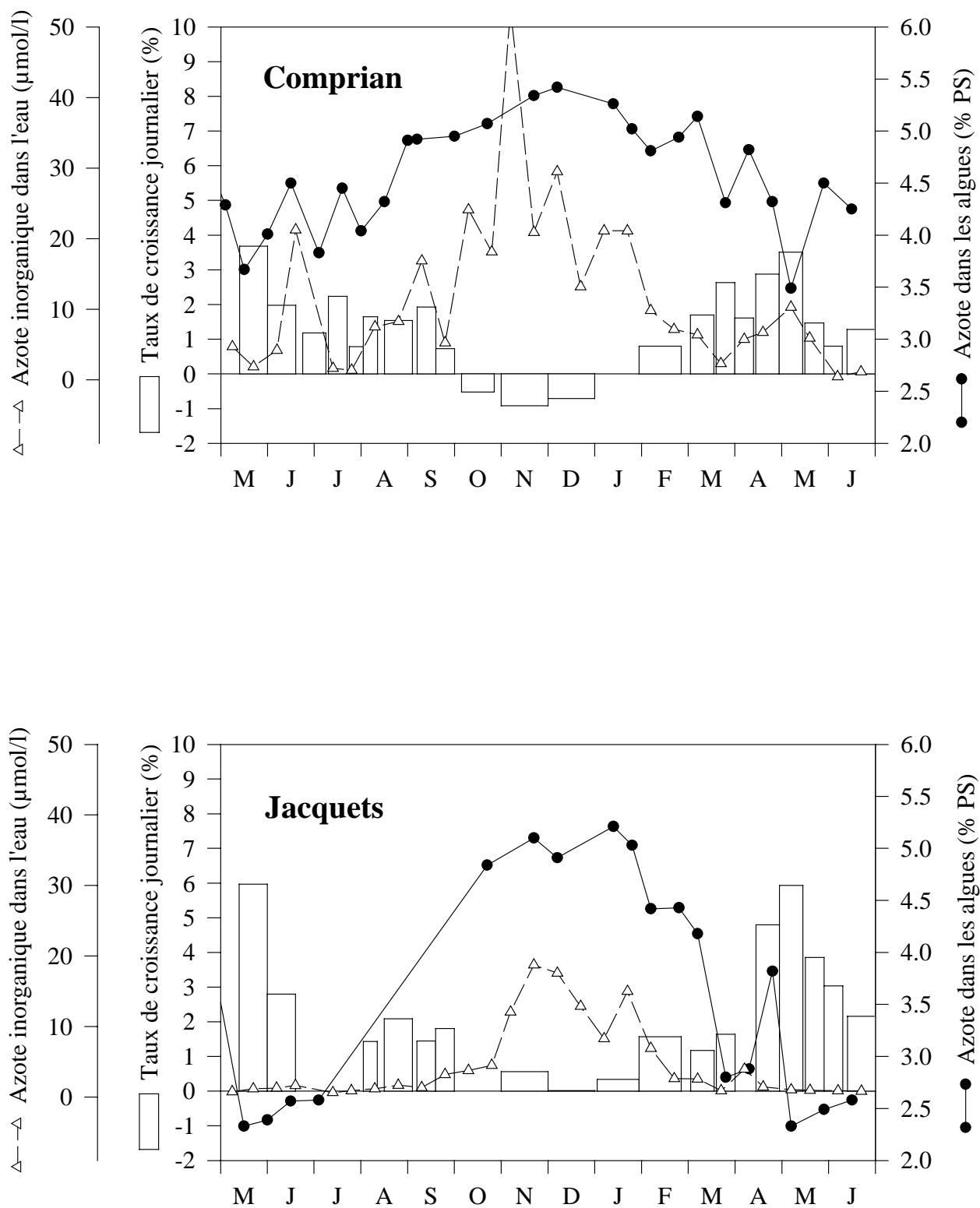


Figure 71 : Evolution de la concentration en azote inorganique dans l'eau et dans les algues et du taux de croissance journalier de *Monostroma*, à Comprian et aux Jacquets.

Bien que les concentrations en azote minéral soient beaucoup plus élevées à Comprian qu'aux Jacquets, les concentrations en azote dans les algues des deux sites sont similaires d'octobre à janvier. Comme à cette époque de l'année les productions sont très faibles, **cela pourrait signifier qu'une réduction de l'azote apportée par L'Eyre durant l'automne et le début de l'hiver n'aurait aucune influence sur le développement postérieur des algues de la zone Sud-Est du Bassin**. Cette hypothèse est accréditée par la comparaison des biomasses mesurées en juin 1992 et 1993 et des quantités d'azote apportées au Bassin par les cours d'eau pendant les mois précédents ces mesures (Tableau 65). Comme l'indiquent les résultats contenus dans ce tableau, l'apport d'azote automnal beaucoup plus élevé en 1992 qu'en 1991 n'a pas conditionné un développement plus important de *Monostroma* dans le Bassin au cours du printemps suivant.

Période	Azote inorganique apporté par les cours d'eau (tonnes)	Biomasse au moins de juin (tonnes PS)
Octobre à décembre 1991 Janvier à juin 1992	198,3 310,4	1992 : 2530 ± 864
Octobre à décembre 1992 Janvier à juin 1993	737,7 285,6	1993 : 2112 ± 567

Tableau 65 : Comparaison entre les biomasses maximales de *Monostroma* mesurées aux mois de juin 1992 et 1993, et les apports d'azote par les cours d'eau.

On peut remarquer, par contre, qu'il existe une bonne adéquation entre les quantités d'azote apportées entre janvier et juin 1992 et 1993 et les biomasses mesurées en juin de ces deux années.

Dès le mois de janvier, les concentrations des algues en azote diminuent fortement aux Jacquets et beaucoup plus faiblement à Comprian. Ceci est dû à deux phénomènes concourants. D'une part, les concentrations en azote dans l'eau restent plus élevées entre la fin de l'hiver et le printemps à Comprian qu'aux Jacquets, si bien que les algues de Comprian puisent moins dans leurs réserves internes que celles des Jacquets. De plus, la croissance printanière des algues est plus importante aux Jacquets qu'à Comprian. Pour cette raison, les algues des Jacquets utilisent plus d'azote que celles de Comprian.

Si l'on trace les droites de régression entre le taux de croissance et la concentration en azote dans les algues pour les deux sites (Figure 72), on remarque que les deux pentes sont parallèles. Même si les contenus internes des algues de Comprian sont supérieurs à ceux des algues des Jacquets, ils sont aussi affectés négativement à Comprian par l'augmentation du taux de croissance. La concentration interne critique est d'ailleurs presque atteinte une fois au cours du printemps à Comprian. On peut donc penser que **si elles ne disposaient pas de ces apports printaniers importants, les algues de Comprian pourraient aussi être limitées par l'azote à la fin du printemps, malgré leur faible taux de croissance**. Si la réduction des apports d'azote par l'Eyre entre le mois de février et l'été était possible, elle devrait être absolument rigoureuse pendant toute cette période. En effet, ainsi que nous l'avons montré dans le chapitre 8 de la partie ALGUES, et

comme l'ont observé De Busk *et al.* (1986) sur *Ulva lactuca*, l'absorption de l'azote est particulièrement rapide chez ces algues opportunistes. Elles peuvent donc reconstituer très rapidement leurs réserves internes lorsque le milieu s'enrichit, même brièvement, en azote.

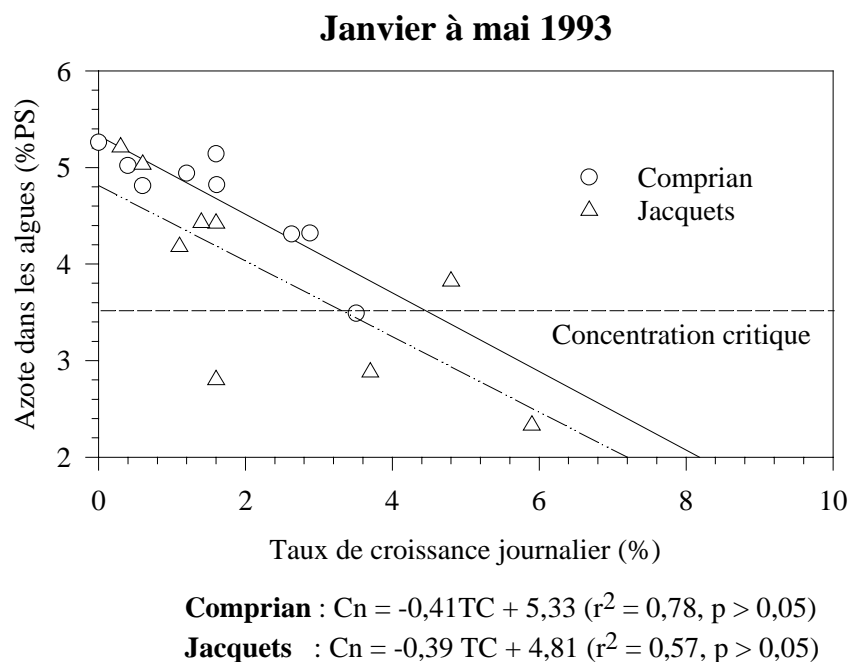


Figure 72 : Régressions linéaires entre le taux de croissance journalier (TC) et la concentration des algues en azote (Cn) à Comprian et aux Jacquets.

• **Réduction des apports d'azote par l'Eyre : en quelle proportion et avec quel effet pour les autres espèces végétales?**

Il convient de s'interroger sur le niveau souhaitable des apports de nutriments au Bassin. Si l'on se réfère à la date des premières proliférations algales (1982), il peut paraître évident de fixer comme niveau à atteindre les quantités de nutriments qui étaient apportées au Bassin avant l'apparition de ces phénomènes, soit au début des années 1970.

Toutefois, il faut considérer que, par rapport à d'autres sites conchylicoles par exemple, le Bassin d'Arcachon était et demeure un site "relativement pauvre" en apports nutritifs (et donc en phytoplancton, source de nourriture des huîtres). Cette relative pauvreté est à mettre en relation avec la nature particulière de son bassin versant (sables et forêt de pins). On doit donc être vigilant, quant aux effets sur la productivité du milieu, de toute politique draconienne de réduction des apports azotés. En effet, il n'est pas exclu qu'une réduction drastique en période de forte production macroalgale (janvier-avril) puisse être plus préjudiciable au phytoplancton qu'aux algues vertes, et ceci d'autant plus que les floraisons phytoplanctoniques se produisent à la même période de l'année que les blooms macroalgaux.

En l'attente d'une modélisation ultérieure (intégrant la compétition microalgues-macroalgues), il conviendra donc de tenter de mettre en oeuvre une politique de réduction des apports assortie d'une surveillance particulière aussi bien de ces apports eux-mêmes que de leurs effets sur les

proliférations algales et la richesse phytoplanctonique. La poursuite de la mesure des apports au débouché des principaux tributaires en cause est donc absolument nécessaire.

11.2 Action sur les nutriments

Comme nous l'avons vu, il semble bien que l'un des moyens les plus efficaces pour rétablir l'équilibre du Bassin d'Arcachon, avec les réserves exposées ci-dessus, soit de réduire les apports externes d'azote au Bassin ou de limiter leur impact. Pour ce faire, on peut envisager trois modes d'action différents, non exclusifs l'un de l'autre :

- * la diminution des pertes d'azote à la source, moyen *a priori* le plus efficace (Hobbie et Copeland, 1977),

- * l'aménagement du réseau hydrographique pour maintenir ou augmenter son pouvoir auto-épurateur, par voie physique ou biologique,

- * le maintien ou la restauration de la capacité assimilatrice du milieu récepteur final que constitue le Bassin.

11.2.1 Diminution des pertes à la source

Au cours des vingt dernières années, l'évolution de l'occupation du sol (notamment l'extension d'une agriculture de type intensif aux dépens de la forêt) a eu pour conséquence directe une aggravation des phénomènes de lessivage, en particulier de l'azote.

Il conviendrait donc de mieux maîtriser les rejets de ce type d'activité. Cependant, il faut noter que les pertes en azote d'un hectare de maïs, par exemple, ne représentent, tout au plus, que 10% de l'azote utilisé pour le fertiliser. La marge de manoeuvre n'est donc pas très importante.

Une fertilisation optimale consisterait à faire coïncider exactement les disponibilités dans le sol et les besoins de la plante aux différentes phases de croissance.

Toutefois, l'effet des engrais verts sur la rétention des éléments azotés n'est plus à démontrer. Cette méthode oblige, bien évidemment, à une réorganisation des termes du bilan de fertilisation et son efficacité dépend de la réussite de son implantation et donc des contraintes de calendrier cultural (type d'assolement).

D'autre part, la mise en place d'élevages de type hors-sol est un facteur d'aggravation du phénomène lorsque les possibilités d'épandages des effluents s'avèrent limitées ou lorsque les bilans de fertilisation comportent des erreurs. On souligne ainsi toute la difficulté de la gestion des effluents d'élevage et la nécessité de disposer de zones d'épandages en parfait rapport avec la taille du cheptel. En l'absence de telles précautions, les flux induits par ce type d'activité ne sont plus à démontrer.

11.2.2 Aménagement du réseau hydrographique

La densification du réseau de drainage et la mise en culture du bassin versant ont pour conséquences le transfert direct et rapide des eaux, provenant des zones agricoles et urbaines, à forte charge en nutriments, vers le milieu récepteur (Gael et Hopkinson, 1979; Ustach *et al.*, 1986). Or, l'augmentation du temps de parcours des eaux accroît leur potentiel d'auto-épuration. Il convient donc de n'intervenir qu'avec beaucoup de précautions sur le profil naturel du réseau hydrographique et de ne pas accroître le nombre et/ou le calibre des émissaires. On pourrait aussi envisager d'aménager dans ce sens le réseau existant, naturel ou artificiel, par la création de dérivations, la réouverture de méandres et autres modifications du linéaire, le creusement de réservoirs de retenue des eaux de drainage agricole, ces dernières étant en outre réutilisables pour l'irrigation ou l'arrosage.

Un second moyen d'action conduirait à réhabiliter le rôle tampon des zones humides et à inclure leur protection et leur restauration dans les plans d'aménagements hydrauliques du cours moyen ou aval des cours d'eau. A titre d'exemple, la zone inondable du lit majeur de l'Eyre représente un facteur clef de la régulation des débits de crue et, par conséquent, des apports de nutriments. L'aménagement des cours aval des ruisseaux (Cirès, Lanton) pourrait utiliser au mieux les disponibilités offertes par les zones humides proches de leur embouchure.

Un troisième moyen d'action est représenté par le lagunage. Les études sur les zones humides continentales des Etats-Unis, synthétisées par Manaud et Monbet (1980), et de nombreux travaux récents (Chescheir *et al.*, 1987) mettent l'accent sur la capacité de ces milieux "marginaux" à abattre les concentrations en nutriments des eaux qui y séjournent. Récemment, la commune de Ploëven (Finistère) a détourné vers un ancien marais de 23 ha, une partie des eaux de la rivière. Les plantes et les microalgues ont pu y croître grâce à cet apport nutritif supplémentaire. Des mesures en amont et en aval du marais ont permis de constater un abattement des flux de nitrates variant, selon les périodes, entre 15 et 50% avant rejet à la mer. Cette expérience a été lancée en avril 1993. Au cours du printemps et de l'été, une quasi-absence de l'ulve a été constatée sur la plage de Kervigen alors que les plages environnantes de la baie de Douarnenez en étaient régulièrement couvertes (Piriou et Leguelec, 1993).

La plus grande part des 800 ha de réservoirs à poissons du Bassin (Arès, Audenge, delta de l'Eyre, La Teste) sont situés à proximité immédiate des débouchés des cours d'eau. On pourrait envisager de les utiliser pour pratiquer le lagunage des eaux de l'Eyre. Cela supposerait de pêcher les algues ainsi produites, ce qui serait plus facile que sur les estrans du Bassin. Cependant, il faut rappeler que la période de l'année critique pour les apports recouvre les mois où les débits (et les flux d'azote) de l'Eyre sont, en moyenne, les plus élevés (hiver et printemps). De plus, cela équivaldrait à ne détourner que quelques tonnes de nutriments du milieu ouvert. Par ailleurs, les conséquences pour ces milieux protégés devraient être envisagées, sachant que l'on ne maîtrise déjà pas leur eutrophisation naturelle.

11.2.3 Actions sur le milieu récepteur

Conservation des zones humides maritimes en état de fonctionnement : herbiers, schorres.

D'une manière générale, les végétaux supérieurs du milieu marin interfèrent dans le cycle des nutriments. Les phanérogames des herbiers (7 000 ha) et du schorre (714 ha) absorbent les nutriments dissous et piègent physiquement le matériel particulaire en suspension. Ces milieux agissent ainsi comme des "puits" fossilisant une proportion importante des matériaux et, par la même occasion, des nutriments qu'ils contiennent.

On voit donc l'importance que peut revêtir toute action sur ces milieux visant à les détruire ou les modifier à des fins d'aménagement. La superficie des herbiers de *Zostères* n'a pas évolué depuis ces 20 dernières années (Auby, 1991). Par contre, au cours de la période 1964-1988, l'extension naturelle des schorres vers le large n'a pas compensé leur suppression par construction d'endiguements ou d'ouvrages portuaires. Leur superficie globale a diminué de 21 ha (Soriano-Sierra, 1992). Cette faible diminution résulte de la forte réduction du schorre sur la rive Sud et de son extension dans les autres zones (Auby, 1993).

Précautions lors des dragages

Les travaux de dragages constituent une cause importante de libération des nutriments enfouis dans le sédiment (Windom, 1975). Dans les eaux peu profondes, des flux ascendants de composés dissous, en provenance des eaux interstitielles du sédiment, peuvent modifier sensiblement la composition de la colonne d'eau (Wollast, 1989). Ces nutriments proviennent principalement de la dégradation de la matière organique, processus activé par l'oxygénation consécutive à la remise en suspension provoquée par les dragages. Toutes les techniques alternatives visant à diminuer cette remise en suspension (y compris le dragage à sec) méritent d'être expérimentées.

Un autre type de précaution à prendre concerne l'appréciation du risque de **modification des apports phréatiques** : par exemple un sur-creusement de chenal peut provoquer l'introduction d'eau phréatique par percolation (Hobbie et Copeland, 1977).

Restauration hydraulique

Un estuaire ou une baie à fort taux de renouvellement peuvent supporter des apports élevés de nutriments. A l'inverse, on a vu que les proliférations d'ulves dans les baies de Bretagne-Nord sont dues à des apports excédentaires de nutriments dans des masses d'eaux littorales à faible renouvellement.

Dans le Bassin d'Arcachon, les connaissances disponibles à ce jour ne permettent pas de démontrer l'existence d'un lien entre les proliférations algales et une éventuelle diminution du taux de renouvellement des eaux au cours des vingt dernières années.

Il reste que, compte-tenu de sa morphologie générale, le Bassin est évidemment un site où les masses d'eau les plus internes ne peuvent être que faiblement renouvelées et où tout apport externe excessif aura des conséquences plus importantes que sur un littoral ouvert. Les nutriments restent en presque totalité disponibles pour la production macroalgale, et les algues ne sont que peu ou pas évacuées vers l'extérieur. A ce titre, elles participent non seulement à l'entretien du phénomène, leur dégradation remettant en circulation les sels nutritifs, mais aussi à son exacerbation, leur présence en quantité importante favorisant la fixation de l'azote moléculaire et ralentissant la dénitrification. Dans ces circonstances, toute amélioration de l'évacuation des nutriments et des algues elles-mêmes limite à la fois la prolifération et son auto-entretien. On peut ainsi penser que les conditions météorologiques de l'hiver 1993-1994 (fortes crues et tempêtes après presque trois années de calme relatif) ont provoqué la remise en suspension des algues. Celle-ci, combinée à de forts coefficients de marée, a favorisé leur exportation à l'extérieur du Bassin. Au début du printemps, le stock d'algues présent devait être assez faible pour que la croissance printanière ne conduise pas aux développements exubérants des dernières années.

Cette régulation naturelle inciterait à tenter d'agir sur le fonctionnement hydraulique du Bassin en cherchant à augmenter sensiblement sa capacité de renouvellement des masses d'eau.

La modélisation physique du L.C.H.F. a montré qu'il faudrait draguer beaucoup (de l'ordre de 4 millions de m³ à l'entrée du Piquey) pour obtenir des effets significatifs sur le renouvellement. D'après ces travaux, les aménagements qui conduiraient à l'évacuation la plus rapide des eaux douces seraient l'écréage des crassats (4,2 millions de m³) et la revivification du chenal de Piquey (LCHF, 1973c).

On constate que les travaux à entreprendre sont de grande ampleur et, donc, d'un coût probablement prohibitif. De plus, la plus grande prudence est requise quant aux conséquences sur l'équilibre écologique général du système.

Les nouveaux moyens de simulation qui seront très prochainement mis en oeuvre (modélisation du fonctionnement hydrodynamique, modélisation écologique des proliférations algales) devraient permettre d'approfondir la réflexion et, éventuellement, de préconiser des actions ponctuelles et judicieuses moins "traumatisantes" qu'une "revivification" générale du Bassin.

Ramassage des algues

Le ramassage des algues permettrait à la fois de réduire les nuisances qu'elles occasionnent et de limiter les processus d'auto-entretien du phénomène.

Ramassage des algues échouées

* sur les plages

On a vu que les communes concernées de Bretagne-Nord consacraient un effort important au ramassage mécanique et à la mise en décharge des algues échouées sur les plages.

Dans le cas du Bassin d'Arcachon, cette méthode n'est que peu efficace. En effet, si les algues s'échouent effectivement sur certaines plages du Bassin, elles y sont mélangées, surtout dans les laines de haute-mer, avec une forte proportion de zostères (le "*varech*"). De plus, les estimations de biomasse réalisées en 1992 et 1993 (cf partie ALGUES, chapitre 6) montrent que la part de celle-ci mesurée sur les plages ne représente, au maximum, que 5,8% de la biomasse totale (1 045 tonnes sur 17 904). Néanmoins, en bordure de certaines plages, on observe de fortes accumulations de *Monostroma* non mélangées au varech. Elles pourraient faire l'objet de techniques spécifiques de ramassage.

* sur les estrans internes

A basse-mer, une part importante des algues s'échoue sur les estrans sablo-vaseux découverts, soit sur leur surface plane, soit sur leur bordure. Ces algues constituent 65% (estimation de 1992) à 74% (estimation de 1993) de la biomasse totale. Elles sont réparties sur de très vastes estrans, difficiles d'accès, constitués de sols meubles, le plus souvent à de faibles densités et mélangées à l'herbier de zostères. Leur ramassage supposerait donc un choix judicieux des surfaces à nettoyer pour obtenir un rendement maximum (zones d'accumulation) et l'usage d'engins à faible pression au sol.

Récolte dans l'eau

Toujours à basse-mer, les algues non échouées sur des zones découvrantes sont soit en suspension dans la masse d'eau des chenaux soit déposées sur le fond de ces chenaux ou dans l'herbier de grandes zostères qui borde nombre d'entre eux. La part de biomasse concernée est de l'ordre de 25% (1993) à 35% (1992). Récolter ces algues supposerait l'utilisation d'une embarcation apte à circuler dans de faibles hauteurs d'eau et munie d'un système d'extraction qui reste à mettre au point : pompage et filtration, chalutage...

En effet, les systèmes embarqués existants (lagune de Venise, plan d'eau de Port d'Albret, par exemple) sont efficaces parce que fonctionnant sur des plans d'eau stables et non soumis à la marée. Ici, si l'on peut considérer un chenal à basse-mer comme un plan d'eau stable (courant quasiment nul), cette stabilité est éphémère. Dès que l'on s'éloigne de l'étale de basse-mer, on a alors à tenir compte de courants importants qui vont remettre en suspension et déplacer les algues (y compris celles échouées sur les estrans), d'un volume d'eau à "filtrer" en nette augmentation et, par voie de conséquence, d'un "rendement au m³" très défavorable. Malgré toutes ces difficultés, il pourrait être utile d'envisager quelques essais expérimentaux.

12 Conclusion Générale

Plusieurs espèces macroalgales présentent un développement excessif dans le Bassin d'Arcachon depuis quelques années : la "lige" ou "lime" (*Enteromorpha clathrata*) depuis 1982, le **nouveau bruc** (*Centroceras clavulatum*) et le "chou" (*Monostroma obscurum*), à partir de la fin des années 1980. Le temps et les moyens impartis à ce travail ne permettaient pas de s'intéresser à l'ensemble de ces espèces. Pour cette raison, nous avons focalisé notre étude sur l'algue *Monostroma obscurum* dont les proliférations sont les plus spectaculaires, autant en ce qui concerne leur importance quantitative, que leur durée au cours du cycle annuel.

Il s'agissait de tenter d'expliquer les causes de ces proliférations macroalgales, et, plus précisément, les raisons pour lesquelles *Monostroma obscurum* présente un tel développement dans le Bassin d'Arcachon. Ceci sous-entendait de s'intéresser non seulement aux modifications du milieu pouvant expliquer le déclenchement du phénomène, mais également aux caractéristiques physiologiques de cette algue relativement méconnue.

L'ensemble de ces travaux a permis d'aboutir aux conclusions suivantes :

- *Monostroma obscurum* est d'introduction récente dans le Bassin d'Arcachon (postérieure à 1975). Comme cela a été mis en évidence pour d'autres espèces de la flore et de la faune, les espèces introduites peuvent présenter un développement spectaculaire, pour peu qu'elles trouvent dans leur nouveau milieu des conditions favorables à leur croissance.

- *Monostroma obscurum* possède toutes les caractéristiques des espèces opportunistes. Sa croissance est rapide. Elle présente d'excellentes capacités d'absorption des nutriments, notamment du phosphore, élément relativement peu abondant dans le Bassin. En terme de compétition, ces particularités expliquent son fort niveau de développement par rapport à d'autres espèces macroalgales.

- La durée de vie de *Monostroma obscurum* est courte et donc l'azote et le phosphore contenus dans ses tissus sont rapidement recyclés et réutilisés par cette même espèce tant que les conditions du milieu (température, salinité, éclaircissement) lui demeurent favorables (auto-entretien du phénomène). Par ailleurs, via certaines voies du métabolisme bactérien, l'accumulation de matière organique, que constituent ces proliférations, accentue la fixation et la rétention de l'azote dans le milieu. Ainsi, l'un des moyens efficaces de lutte contre les proliférations consisterait à retirer les algues du milieu.

- Comme toutes les espèces opportunistes, *Monostroma obscurum* dispose de faibles capacités de stockage des éléments qui lui sont nécessaires, notamment de l'azote. Ainsi, notamment pendant la période où cette algue présente une production maximale, elle doit trouver dans l'eau des quantités suffisantes d'azote pour ne pas être limitée par cet élément. Cette condition n'est remplie que dans la zone d'influence de l'Eyre. Pour cette raison, les *Monostroma* y sont présentes pendant toute l'année

et particulièrement abondantes. Depuis une vingtaine d'années, les concentrations en azote minéral dans l'Eyre et, par conséquent, dans la zone du Bassin où elle débouche, se sont notablement élevées, en raison de l'intensification de l'agriculture sur le bassin versant de ce cours d'eau. Cette situation profite inévitablement au développement de *Monostroma* dans cette partie de la Baie. On peut penser que la réduction de ces apports (dont les modalités restent à définir), en abaissant la concentration en azote dans la zone Sud-Est du Bassin, constituerait une sérieuse entrave au développement de *Monostroma obscurum*. Toutefois, en raison de la forte compétitivité de cette espèce, qui est à présent bien implantée dans le Bassin d'Arcachon, on peut se demander si une telle réduction aurait véritablement un effet sur cette macroalgue, ou si elle affecterait en priorité les espèces végétales moins performantes, par exemple le phytoplancton qui alimente les huîtres. Des études sur ce thème restent à réaliser, notamment en utilisant le modèle mathématique ELISE, qui prend en compte la compétition microphytes-macrophytes.

BIBLIOGRAPHIE

BIBLIOGRAPHIE

Aller R.C. (1980). Relationships of tube-dwelling benthos with sediment and overlying water chemistry. In : K. Tenore & B. Coul (eds), University of South Carolina Press, Columbia, pp 285-308.

Aller R.C., Benninger L.K. (1981). Spatial and temporal patterns of dissolved ammonium, manganese and silicon fluxes from bottom sediments of Long Island Sound, U.S.A.. *J. Mar. Res.*, **39**, 295-314.

Aller R.C., Mackin J.E., Ullman W.J., Wang S.M., Twai S.M., Jisi J.C., Sui Y.N., Hong J.Z. (1985). Early chemical diagenesis, sediment-water solute exchanges and storage of reactive organic matter near the mouth of the Changjiang, East China. *Sea cont. Shelf Res.*, **4**, 227-251.

Aminot A., Chaussepied M. (1983). Manuel des analyses chimiques en milieu marin. CNEXO, 395 pp.

Aminot A., Guillaud J.F. (1990). Apports en matière organique et en sels nutritifs par les stations d'épuration. IFREMER. *Actes Coll.11, Mer et Rejets Urbains*, Bendor, 13-15 Juin 1990, 11-26.

Anonyme (1991). Efficacité de la réduction de la masse des nutriments dans la prévention des malaigues. Application aux étangs palavasiens. Région Languedoc-Roussillon, Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse. Résumé des travaux, mars 1991, 7 pp.

Ascensio N., Darchen J., Deconinck D., Dzierżka S., Kerleau C. (1987). Eléments climatologiques concernant les côtes de la France métropolitaine. Fasc. 5 : de Chassiron à Cap-Ferret. Rapport Direction de la météorologie nationale, 101 pp.

Astie H., Bellegarde R., Moussie (1971). Evaluations des ressources en eau de la région du Bassin d'Arcachon (Gironde), *B.R.G.M.-Service Géologique Régional d'Aquitaine*, Rapport 71 SGN 105 AQI, 159 pp.+ annexes.

Auby I. (1991). Contribution à l'étude des herbiers de *Zostera noltii* dans le Bassin d'Arcachon : Dynamique, production et dégradation, macrofaune associée. *Thèse Doctorat*, Université Bordeaux I, 234 pp.

Auby I. (1993). Evolution de la richesse biologique du Bassin d'Arcachon. Contrat IFREMER / SSA n° 91 5 527 019, 222 pp.

Auby I., Bachelet G., Labourg P.J. (1993). Biomass and species composition of macrophytes in Arcachon Bay and Prévost lagoon, with a compilation of data on primary production in Arcachon Bay. C.L.E.A.N. (Coastal Lagoon Eutrophication and Anaerobic processes). *Progress report*, 65-72.

Auby I., Castel J., Escaravage V., Etcheber H., Garcia M.E., Labourg P.J., Relexans J.C., Salinères J.B. (1987). Origine et évolution de la matière organique à l'interface eau-sédiment de zones ostréicoles et d'herbiers de *Zostera noltii* dans le Bassin d'Arcachon. Contrat 85 5080580, GIS Ressources vivantes Région atlantique Sud-Vilaine. *Compte-rendu scientifique*, 26 pp.

Ba M., Cauchetier B., Cour P., Rossi S., Tourneux F. (1990). Evaluation de l'Usage du Sol dans le secteur du Bassin d'Arcachon par télédétection. IAURIF-UNISFERE/CNES/STU/DDE-GIRONDE, 87 pp.

Barko J.W., Smart R.M. (1980). Mobilization of sediment phosphorus by submersed macrophytes. *Freshwater Biology*, **10**, 229-238.

Baudinet D., Alliot E., Berland D., Grenz C., Plante-Cuny M.R., Plante R., Salen-Picard C. (1989). Incidence of mussel culture on biogeochemical fluxes at the sediment-water interface. *Hydrobiologia*, **207**, 187-196.

Bebin J. (1976). Origines des pollutions azotées dans les eaux superficielles et les eaux usées. Développements récents des procédés permettant l'élimination de ces nuisances. T.S.M. *L'eau, août-septembre 1976, 71 ème année*, **8-9** : 347-361.

Beigbeder A. (1992). Etude comparée des potentialités de photoprotection chez deux espèces d'*Ulva* (*Ulva sp.* et *Ulva olivescens*) en fonction de leur localisation bathymétrique. *Rapport de D.E.A.*, Université Pierre et Marie Curie, 15 pp.

Benneton J.P. (1984). Eutrophisation des plans d'eau. Inventaire des principales sources de substances nutritives azotées et phosphorées. Etude bibliographique. *Rapport de recherche L.C.P.*, **130**, 72 pp.

Berger D. (1989). Exploitation des résultats des jauges d'Owen. La Rochelle-La Pallice. Laboratoire Dept. Hygiène et Région.d'Hydrobiologie, La Rochelle. (comm. pers.)

Beuffe H., Laplana R. (1992). Impact du Défrichement à but maïsicole sur la qualité des eaux superficielles en forêt landaise. Application à quatre bassins versants tributaires du lac d'Hourtin-Carcans. *Rapport CEMAGREF-BX/DQE*, 38pp.

Biggar J.W., Corey R.B. (1969). Agricultural Drainage and Eutrophication. *Proceedings Symposium N.A.Sci. Washington D.C.*, 404-445.

- Bilen G.** (1982). Modelling the processes of organic matter degradation and nutrient recycling in sedimentary systems. In : Nedwell, D.B., Brown, C.M. (eds.). *Sediment microbiology*. Academic press, London, pp 15-52.
- Birch P.B., Gordon D.M., McComb A.J.** (1981). Nitrogen and phosphorus nutrition of *Cladophora* in the Peel-Harvey estuarine system, western Australia. *Bot. Mar.*, **24**, 381-387.
- Björnsäter B.R., Wheeler P.A.** (1990). Effect of nitrogen and phosphorus supply on growth and tissue composition of *Ulva fenestrata* and *Enteromorpha intestinalis* (Ulvales : Chlorophyta). *J. Phycol.*, **26**, 603-611.
- Blackburn T.H., Henriksen K.** (1983). Nitrogen cycling in different types of sediments from Danish waters. *Limnol. Oceanogr.*, **28**(3), 477-493.
- Bliding C.** (1963). A critical survey of European taxa in Ulvales I. *Opera Bot.*, **8**(3), 1-160.
- Bliding C.** (1968). A critical survey of European taxa in Ulvales II. *Bot. Not.*, **121**, 535-629.
- Boucher G., Boucher-Rodoni R.** (1988). In-situ measurements of respiratory metabolism and nitrogen fluxes at the interface of oysters beds. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, **44**, 229-238.
- Bouchet J.M.** (1968). Etude océanographique des chenaux du Bassin d'Arcachon. *Thèse Doct. Sci. Nat.*, Université Bordeaux I, 2 tomes, 306 pp.
- Bourguès S.** (1992). Contribution à l'étude de la dégradation de l'algue verte : *Ulvaria obscura* (Kützinger). Rôle des bactéries anaérobies hétérotrophes (Bactéries sulfato-réductrices et fermentatives). *DEA Université Bordeaux I*, 22 pp.
- Brakke D.F.** (1977). Rainwater : nutrient additions to a hypereutrophic lake. *Hydrobiologia*, **52** (2-3), 159-163.
- Bristow J.M., Whitcombe M.** (1971). The role of the roots in the nutrition of aquatic vascular plants. *Am. J. Bot.*, **58**, 8-13.
- Buesa R.J.** (1977). Photosynthesis and respiration of some tropical marine plants. *Aquat. Bot.*, **3**, 203-216.
- Caffrey J.M., Kemp W.M.** (1992). Influence of the submersed plant, *Potamogeton perfoliatus*, on nitrogen cycling in estuarine sediments. *Limnol. oceanogr.*, **37**(7), 1483-1495.
- Callender E., Hammond D.E.** (1982). Nutrient exchange across the sediment-water interface in the Potomax River estuary. *Estuar. coast. Shelf Sci.*, **15**, 3895-413.
- Capone D.G.** (1982). Nitrogen fixation (acetylene reduction) by the rhizosphere sediments of the eelgrass *Zostera marina*. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, **10**, 67-75.

- Capone D.G., Taylor B.F.** (1980). N₂ fixation in the rhizosphere of *Thalassia testudinum*. *Can. J. Microbiol.*, **26**, 998-1005
- Carillon R.** (1984). *Bull. Info CEMAGREF*, **320**, 31-39.
- Castaing P., Froidefond J.M., Durand F., Gonthier E., Jai J., Prud'homme R.** (1992). Evolution bathymétrique du Bassin d'Arcachon. Convention IFREMER/IGBA n° 91.5.527.010 : 102 pp.
- Cathelain M., Marchandise P.** (1986). De la pollution des eaux. *T.S.M.-L'Eau*, 81^e année, **2**, 97-103.
- Caumette P.** (1978). Participation des bactéries phototrophes sulfo-oxydantes dans le métabolisme du soufre en milieu lagunaire (étang du Prévost) . Etudes des crises dystrophiques (malaigues) . *Thèse Doctorat*, Université des sciences et techniques du Languedoc . 171 pp.
- Cederwall H., Elmgren R.** (1990). Biological effects of eutrophication in the Baltic Sea, particularly the coastal zone. *Ambio*, **19** (3), 109-116.
- CETE** (1978). Etude de la qualité des eaux du Bassin d'Arcachon. Laboratoire Régional de Bordeaux Groupe Hydrologie et Nuisances. Rapport contrat SIBA : 75 pp.
- Chapin F.S.** (1980). The mineral nutrition of wild plants. *Ann. Rev. Ecol. Syst.*, **11**, 233-260.
- Chapman A.R.O., Craigie J.S.** (1977). Seasonal growth of *Laminaria longicurris* : relations with dissolved inorganic nutrients and internal reserves of nitrogen. *Mar. Biol.*, **40**, 197-205.
- Chapman A.R.O., Markham J.W., Lüning K.** (1978). Effects of nitrate concentration on the growth and physiology of *Laminaria saccharina* (Phaeophyta) in culture. *J. Phycol.*, **14**, 195-198.
- Chassany-Casabianca M. L. (de)** (1989). Dégradation des ulves (*Ulva rotundata* , lagune du Prévost , France). *C. R. Acad. Sci. Paris*, **308** , Série III, 155-160.
- Chescheir G.M., Gilliam J.W., Skaggs R.W., Broadhead R.G.** (1987). The hydrology and pollutant removal effectiveness of wetland buffer areas receiving pumped agricultural drainage water. *Rapport North Carolina State University, N-C. Water Resour. Res. Inst., Raleigh*, 170 pp.
- Christensen J.P., Devol A.H., Smethie W.M.** (1984). Biological enhancement of solute exchange between sediments and bottom waters of the Washington continental shelf. *Cont. Shelf. Res.*, **3**(1), 9-23.
- Cline J. D.** (1969) . Spectrophotometric determination of hydrogen sulfide in natural waters . *Limnol . Oceanogr.*, **14** (3), 454-458.

Collos Y., Souchu P., Treguer P. (1989). Relations between different forms of inorganic nitrogen in rainwater of a coastal area and ground-level gaseous nitrogen oxides. *Atmospheric research*, **23**, 97-104.

Cooper C.F. (1969). Nutrient output from managed forests. In : Eutrophication *Proceedings Symposium Nat. Acad. of Science. Washington D.C.*, 446-463.

Corre S. (1991). Contribution à l'étude des peuplements bactériens des écosystèmes littoraux : les bactéries épiphytes de la Phéophycée *Laminaria digitata*. *Thèse Doctorat, Université Bretagne Occidentale*, 183 pp.

Correll D.L. (1977). The Rhode River Program. In : Proceed. of Estuar. Poll. Control & Asses. Conf., EPA , **1**, pp.19-29.

Correll D.L., Dixon D.(1980). Relationship of nitrogen discharge to land use on Rhode River watersheds. *Agro-Ecosystems*, **6**, 147-159

Coutinho R., Zingmark R. (1993). Interactions of light and nitrogen on photosynthesis and growth of the marine macroalga *Ulva curvata* (Kützting) De Toni. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, **167**, 11-19.

Dame R., Libes S. (1993). Oyster reefs and nutrient retention in tidal creeks. *J. exp. Mar. Biol. Ecol.*, **171**, 251-258.

Deboer J.A. (1981). Nutrients. In : The biology of seaweeds, 356-392. S. Lobban and J. Wynne eds. Oxford. Blackwell Scient. Publ..

DeBusk T.A., Blakeslee M., Ryther J.H. (1986). Studies on the outdoor cultivation of *Ulva lactuca* L. *Bot. mar.*, **29**, 381-386.

Dole S., Guyétant R., Martin D., Remy F., Reyle R., Rouault J.Y., Valero L., Vidonne A. (1986). Etude des pluies recueillies en trois points à proximité de Besançon. *Pollution atmosphérique : Détection et mesures*, Avril-juin 1986, 120-121.

Downing J.A., McCauley E. (1992). The nitrogen : phosphorus relationship in lakes. *Limnol. Oceanogr.*, **37** (5), 936-945.

Dubois A., Lauret M. (1991). Macroflore benthique, in : Ecothau. Programme de recherches intégrées sur l'étang de Thau. Synthèse des résultats. D. Jouffre et M. Amanieu, éditeurs. USTL, France, 115-118.

Dugdale R.C. (1967). Nutrient limitation in the sea : dynamics, identification and signifiante. *Limnol. Oceanogr.*, **12**, 685-695.

- Durin M.** (1992). Etude de la dégradation de *Zostera noltii* (Hornem) dans les sédiments du Bassin d'Arcachon; rôle des bactéries sulfato-réductrices et fermentatives. *DEA Université de Bordeaux I*, 30pp.
- Elderfield M., Luedtke N.H., Mc Caffrey R.J., Bender M.** (1981). Benthic flux studies in Narraganset Bay. *Am. J. Sci.*, **288**, 768-787.
- Escaravage V.** (1989). Implication et contrôle du méiobenthos dans les écosystèmes littoraux exploités (Bassin d'Arcachon). *Thèse Doctorat*, Université Bordeaux I, 149 pp.
- Espinoza J., Chapman A.R.O.** (1983). Ecotypic differentiation of *Laminaria longicuris* in relation to seawater nitrate concentration. *Mar. Biol.*, **74**, 213-218.
- Feuillet-Girard M., Héral M., Sornin J.M., Deslous-Paoli J.M., Robert J.M., Mornet F., Razet D.** (1988). Eléments azotés de la colonne d'eau et de l'interface eau-sédiment du bassin de Marennes-Oléron : influence des cultures d'huîtres. *Aquat. Living Resour.*, **1**, 251-265.
- Fisher T.R., Carlson P.R., Barber R.T.** (1982). Carbon and nitrogen productivity in three North Carolinian estuaries. *Estuar. coast. Shelf Sci.*, **15**, 621-644.
- FitzGerald W.J.** (1978). Environmental parameters influencing the growth of *Enteromorpha clathrata* (Roth) J. Ag. in the intertidal zone on Guam. *Bot. Mar.*, **21**, 207-220.
- Fong P., Zedler J.B.** (1993). Temperature and light effects on the seasonal succession of algal communities in shallow coastal lagoons. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, **171**, 259-272.
- Frontier S.** (1983). Stratégies d'échantillonnage en écologie. Collection d'écologie, **17**. Ed Masson (Paris), Presses de l'Université Laval (Québec), 494 pp.
- Fujita R.M.** (1985). The role of nitrogen status in regulating transient ammonium uptake and nitrogen storage by macroalgae. *J. exp. Mar. Biol. Ecol.*, **92**, 283-301.
- Gael B.T., Hopkinson C.S.** (1979). Drainage density, land-use and eutrophication in Barataria Basin, Louisiana. Proceedings 3^o Coast. marsh and Estuar. Manag. Symp. Louis State Univ. Baton-Rouge, 147 - 163.
- Gallardo T., Alvarez M.** (1985). Current state of the Ulvacean group in the Iberian peninsula. *Bol. Soc. Brot.*, **58**, 173-186.
- Gallardo T., Gomez Garetta A., Ribera M.A., Cormaci M., Furnari G., Giaccone G., Boudouresque C.F.** (1993). Check-list of Mediterranean Seaweeds. II. Chlorophyceae Wille s.l., *Bot. mar.*, **36**, 399-421.

- Gambell A.W., Fisher D.W.** (1966). Chemical composition of rainfall, eastern North Carolina and southeastern Virginia. *U.S.Geol.Surv.Water-Supp.Paper*, **1535**, 1-41.
- Gao Y., Smith G.J., Alberte R.S.** (1992). Light regulation of nitrate reductase in *Ulva fenestrata* (Chlorophyceae). I. Influence of light regimes on nitrate reductase activity. *Mar. Biol.*, **112**, 691-696.
- Gassiat L.** (1989). Hydrodynamique et évolution sédimentaire d'un système lagune-flèche littorale. Le Bassin d'Arcachon et la flèche du Cap-Ferret. *Thèse Doctorat Université Bordeaux*, 228 pp.
- Gayral P.** (1962). Reproduction et développement de *Monostroma obscurum* (Kütz.) J. Ag.. *Bull. Soc. Bot. France*, **109**, 53-59.
- Geertz-Hansen O., Sand-Jensen K., Hansen D.F., Christiansen A.** (1993). Growth and grazing control of abundance of the marine macroalga, *Ulva lactuca* L. in a eutrophic Danish estuary. *Aquat. Bot.*, **46**, 101-109.
- Gerard V.A.** (1982). In situ rates of nitrate uptake by giant kelp, *Macrocystis pyrifera* (L.) C. Agardh : Tissue differences, environmental effects and predictions of nitrogen-limited growth. *J. exp. Mar. Biol. Ecol.*, **62**, 211-224.
- Gonay E.** (1991). Etude écophysiological de la nutrition azotée de l'ulve des marées vertes *in situ* et *in vitro*. Mémoire de DEA. ENSAIA/CEVA.
- Gordon D.M., Birch P.B., McComb A.J.** (1981). Effects of inorganic phosphorus and nitrogen on the growth of an estuarine *Cladophora* in culture. *Bot. Mar.*, **24**, 93-106.
- Gouleau D.** (1988). Cycles journaliers de la silice dissoute dans les eaux libres d'un bassin aquacole. Rôle respectif des diatomées et du sédiment. *J. Rech. océanogr.*, **13**, 55-58.
- Grime J.P.** (1977). Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. *Am. Nat.*, **111** (982), 1169-1194.
- Guillaud J.F.** (1991). Etude préalable au réaménagement de la station d'épuration de Morlaix (SIVOM de Morlaix-St-Martin-des-Champs). *Rapport IFREMER-DRO/EL 91-03*, 54pp.
- Guillocheau N.** (1988). Répartition spatio-temporelle du phytoplancton du Bassin d'Arcachon. *Thèse Doctorat*, Université Aix-Marseille II, 156 pp.
- Guo Z., Mathieson A.C.** (1992). Physiological ecology of four ulvoid green algae. *Bot. Mar.*, **35**, 523-533.
- Hamel G.** (1931). Chlorophycées des côtes françaises. *Rev. algol.*, **5**, 1-54.
- Hanisak M.D.** (1979). Nitrogen limitation of *Codium fragile* sp. *tomentosoides* as determined by tissue analysis. *Mar. Biol.*, **50**, 333-337.

- Harrison M.J., Pacha R.E., Morita R.Y.** (1972). Solubilization of inorganic phosphate by bacteria isolated from Upper Klamath lake sediment. *Limnol. Oceanogr.*, **17**, 50-57.
- Harrison P.G.** (1982). Control of microbial growth and of amphipod grazing by water-soluble compounds from leaves of *Zostera marina*. *Mar. Biol.*, **67**, 225-230.
- Harrison P.J., Druehl L.D.** (1982). Nutrient uptake and growth in the laminariales and other macrophytes : a consideration of methods. In L.M. Srivastava ed., *Synthetic and degradative processes in marine macrophytes*.
- Healey F.P.** (1980). Slope of the Monod equation as an indicator of advantage in nutrient competition. *Microb. Ecol.*, **5**, 281-286.
- Helder W., Andersen F.O.** (1987). An experimental approach to quantify biological mediated dissolved silicate transport at the sediment-water interface. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, **39**, 305-311.
- Hemminga M.A., Koustaal B.P., van Seulen J., Mercks A.G.A.** (1994). The nitrogen supply to intertidal eelgrass (*Zostera marina*). *Mar. Biol.*, **118**, 223-227.
- Henin S.** (1980). Activités agricoles et qualité des eaux. *Rapport du Groupe de Travail, Min. Agric., Envir. et Cadre de Vie*, t1, 58 pp.
- Henley W.J., Levavasseur G., Franklin L.A., Osmond C.B., Ramus J.** (1991). Photoacclimation and photoinhibition in *Ulva rotundata* as influenced by nitrogen availability. *Planta*, **184**, 235-245.
- Henriksen K., Kemp W.M.** (1988). Nitrification in estuarine and coastal marine sediments : Methods, patterns and regulating factors, 207-250. In H. Blackburn and J. Sorensen eds, *Nitrogen cycling in coastal marine environments*. Wiley.
- Hipkin C.R., Thomas R.J., Syrett P.J.** (1983). Effects of nitrogen deficiency on nitrate reductase, nitrate assimilation and photosynthesis in unicellular marine algae. *Mar. Biol.*, **77**, 101-105.
- Hobbie J.E., Copeland B.J.** (1977). Effects and control of nutrients in estuarine ecosystems. *Proceedings Conference on Estuarine pollution control and assessment*, **1**, 257-274.
- Humphries R.B., Hornberger G.M., Spear R.C., McComb A.J.** (1984). Eutrophication in Peel Inlet III. A model for the nitrogen scenario and a retrospective look at the preliminary analysis. *Water Res.*, **18**(4), 389-395.
- Izumi H., Hattori A., McRoy C.P.** (1980). Nitrate and nitrite in interstitial waters of eelgrass beds in relation to the rhizosphere. *J. exp. mar. Biol. Ecol.*, **47**, 191-201.

- Jones J.G., Gardener S., Simon B.M.** (1983). Bacterial reduction of ferric iron in a stratified eutrophic lake. *J. Gen Microbiol.*, **129**, 131-139.
- Kanwisher J.W.** (1966). Photosynthesis and respiration in some seaweeds. In : Barnes H. *Some contemporary studies in marine science*. London, Allen & Unwin Ltd., 407-420.
- Kaspar, H.F., Tiedje, J.M.** (1981). Dissimilatory reduction of nitrate and nitrite in the bovine rumen : nitrous oxide production and effect of acetylene. *Appl. Environ. Microbiol.* **41**, 705-709.
- Kelderman P.** (1984). Sediment-water exchange in lake Grevelingen under different environmental conditions. *Neth. J. Sea Res.*, **18**(3/4), 286-311.
- Kemp W.M., Sampou P., Caffrey J., Mayer M.** (1990). Ammonium recycling versus denitrification in Chesapeake Bay sediments. *Limnol. Oceanogr.*, **35**(7), 1545-1563.
- Kida W.** (1990). Culture of seaweeds *Monostroma*. *Marine Behav. Physiol.*, **10**, 109-131.
- King R.J., Schramm W.** (1976). Photosynthetic rates of marine algae in relation to light intensity and seasonal variations. *Mar. Biol.*, **37**(3), 215-222.
- Koike I., Hattori A.** (1978). Denitrification and ammonia formation in anaerobic coastal sediments. *Appl. Environ. Microbiol.* **35**, 278-282.
- Koike I., Sørensen J.** (1988). Nitrate reduction and denitrification in marine sediment, T.H. Blackburn and Sørensen (eds.), J. Wiley and Sons, Press, Chichester. pp. 251-273.
- Kornmann P.** (1963). Die Ulothrichales, neu geordnet auf der Grundlage entwicklungsgeschichtlicher Befunde. *Phycologia*, **3**(2), 60-68.
- L.C.H.F.** (1973a). Etude hydraulique du Bassin d'Arcachon. Mission d'observation complémentaire en nature. Rapport général.M.I.A.C.A.- Rapport Mars 1973, 90pp.+ Annexes.
- L.C.H.F.** (1973b). Etude hydraulique du Bassin d'Arcachon.Département de la Gironde. Service Maritime. Rapport M.I.A.C.A., Mars 1973, 37pp + 47pp +52pp+ annexes et cartes.
- L.C.H.F.** (1973c). Desserte hydraulique du fond du Bassin d'Arcachon. Rapport Général.M.I.A.C.A., Novembre 1973, 71 pp.+ 29 pièces annexes.
- Lamour J., Balades J.D.** (1979). Suivi de la qualité des eaux du Bassin d'Arcachon. *Rapport C.E.T.E.*, Laboratoire régional de Bordeaux, 26 pp.
- Laplana R., Billy F., Beuffe H., Fleuranceau J.** (1993). Localisation, quantification et dynamique des apports de nutriments au Bassin d'Arcachon. *Rapport CEMAGREF*, étude **66**, 86 pp.

- Lapointe B.E.** (1987). Phosphorus- and nitrogen limited photosynthesis and growth of *Gracilaria tikvahiae* (Rhodophyceae) in the Florida Keys : An experimental field study. *Mar. Biol.*, **93**, 561-568.
- Lapointe B.E., Littler M.M., Littler D.S.** (1992). Nutrient availability to marine macroalgae in siliciclastic versus carbonate-rich coastal waters. *Estuaries*, **15**(1), 75-82.
- Lavery P.S., Lukatelitch R.J., McComb A.J.** (1991). Changes in composition of Macroalgae in a eutrophic estuary. *Estuar. coast. mar. Science*, **33**, 1-22.
- Le Bozec S.** (1993). Cartographie des zones sensibles à l'eutrophisation. Cas des côtes bretonnes. Annexe technique n° 9 : Analyses chimiques dans les ulves, l'eau et les sédiments de la grève de Saint-Michel (Baie de Lannion). *Contrat IFREMER - CEVA n° 90 2 430460 DRO/EL*, 50 pp.
- Lettenmaier D.P.** (1976). Detection of trends in water quality data from records with dependent observations. *Water Resour. Res.*, **12** (5), 1035-1046.
- Levassasseur G., Edwards G.E., Osmond C.B., Ramus J.** (1991). Inorganic carbon limitation of photosynthesis in *Ulva rotundata* (Chlorophyta). *J. Phycol.*, **27**, 667-672.
- Littler M.M., Littler D.S.** (1980). The evolution of thallus form and survival strategy in benthic marine macroalgae : Field and laboratory tests of a functional model. *Amer. Naturalist*, **116**, 25-44.
- Littler M.M., Arnold K.E.** (1982). Primary productivity of marine macroalgal functional form groups from southwestern North America. *J. Phycol.*, **18**, 307-311.
- Littler M.M., Murray S.N.** (1974). The primary productivity of macrophytes from a rocky intertidal community. *Mar. Biol.*, **27**, 131-135.
- Lobban C.S.P., Harrison, P.J., Duncan J.J.** (1985). *The physiological Ecology of Seaweeds*. Cambridge University Press, Cambridge, 242 pp.
- Lovley D.R.** (1987). Organic matter mineralization with the reduction of ferric iron : a review. *Geomicrobiology Journal*, **5**(3/4), 375-399.
- Loye Pilot M.D., Martin J.M., Morelli J.** (1990) Atmospheric Input of inorganic Nitrogen to the W-Mediterranean Sea. *Biochemistry*, **9**, 117-134.
- Manaud F., Monbet Y.** (1980). Evaluation des zones humides estuariennes et littorales. Min. Envir., DRE, OREAM Pays de Loire. Rapport CNEXO-COB-ELGMM, 263 pp.
- Martin G., Ombredane D.** (1982). Pollution en relation avec les activités agricoles. Cas des produits azotés. in Actes Coll.INNOTERMER Brest. Section Pollutions marines, 9 pp.

- Martin J.M. et al.** (1989). River versus atmospheric input of material to the Mediterranean Sea: an overview. *Mar.Chem.*, **28**, 159-182.
- Martin J.M., Meybeck M., Salvadori F., Thomas A.** (1976). Pollution Chimique des estuaires: Etat actuel des connaissances. Rapport CNEXO Sci.Techn., **22**, 286 pp.
- Matejka G., Feuillade G., Heulot I., Lemehaute P., Mazet M.** (1992). Les échanges de Phosphore à l'interface eau-sédiments. *Trib.Eau* **45**, **556**, 19-25.
- Mauvais J.L., Menesguen A., Merceron M.** (1990). Eutrophisation des eaux côtières. *Adour-Garonne*, **5**, 12-20.²
- McRoy C.P., Goering J.J., Chaney B.** (1973). Nitrogen fixation associated with seagrasses. *Limnol. Oceanogr.*, **18**, 998-1002.
- McRoy, C.P., Barsdate R.J.** (1970). Phosphate absorption in eelgrass. *Limnol. Oceanogr.*, **15**, 6-13.
- Menesguen A., Salomon J.C.** (1988). Eutrophication modelling as a tool for fighting against *Ulva* coastal blooms. In : Computer Modelling in Ocean Engineering, Schrefler and Zienkiewicz Ed., Balkema.
- MIACA.** (1976). L'aménagement de la côte Aquitaine : La mi-parcours. Vol.I, 103 pp. Vol.II, 68 p. + 10 cartes et annexes.
- Migon C., Copin-Montegut G., Elegant L., Morelli J.** (1989). Etude de l'apport atmosphérique en sels nutritifs en milieu côtier méditerranéen et implications biogéochimiques. *Oceanologica acta*, **12**(2), 187-191.
- Moriarty D. J. W., O'Donohue M.J.** (1993). Nitrogen fixation in seagrass communities during summer in the Gulf of Carpentaria, Australia. *Aust. J. Mar. Freshwater Res.*, **44**, 117-125.
- Mortimer C. H.** (1941). The exchange of dissolved substances between mud and water. I and II. *J. Ecol.*, **30**, 147-201.
- Nisbet M., Verneaux J.** (1970). Composantes chimiques des eaux courantes : discussion et proposition de classes en tant que bases d'interprétation des analyses chimiques. *Ann. Limnol.*, **6** (2), 161-190.
- Nixon S.W., Kelly J.R., Furnas B.N, Oviatt C.A., Hale S.S.** (1980). Phosphorus regeneration and the metabolism of coastal marine bottom communities. In : *Marine benthic Dynamics*. K. Tenore & B. Coul (eds), University of South Carolina Press, Columbia, pp 219-242.
- Nowicki B. L., Nixon S.W.** (1985). Benthic nutrient remineralization in a coastal lagoon ecosystem. *Estuaries*, **8**(2B), 182-190.

- O'Donohue M.J., Moriarty D.J.W., Mac Rae I.C.** (1991). Nitrogen fixation in sediments and the rhizosphere of the seagrass *Zostera capricorni*. *Microb. Ecol.*, **22**, 53-64.
- Odum E.P., Kuenzler E., Blunt S.M.X.** (1958). Uptake of P₃₂ and primary productivity in marine benthic algae. *Limnol. Oceanogr.*, **3**, 340-345.
- Ottow J. C. G.** (1970). Selection, characterization, and iron reducing capacity of nitrate reductaseless (nit-) mutants of iron reducing bacteria. *Z. Allg. Mikrobiol.*, **10**, 55-62.
- Owens N.J.P., Stewart W.D.P.** (1983). *Enteromorpha* and the cycling of nitrogen in a small estuary. *Estuar. Coast. Shelf Science*, **17**, 287-296.
- Parriaud H.** (1975). Recherches phytoécologiques sur le Bassin d'Arcachon : Les ceintures de végétation et leurs relations avec la marée. *Le Botaniste*, Ser **67**, 312 pp.
- Patriquin D.** (1972). The origin of nitrogen and phosphorus for growth of the marine angiosperm *Thalassia testudinum*. *Mar. Biol.*, **15**, 35-46.
- Patriquin D., Knowles R.** (1972). Nitrogen fixation in the rhizosphère of marine angiosperms. *Marine Biology* (Berlin), **16**, 49-58.
- Penhale P.A., Thayer G.N.** (1980). Uptake and transfer of carbon and phosphorus by eelgrass (*Z. marina* L.) and its epiphytes. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, **42**: 113-123.
- Pérez-Lorens J.L., Niell F.X.** (1989). Emergence and submergence effects on the distributional pattern and exchange of phosphorus in the seagrass *Zostera noltii* Hornem.. In : Topics in Marine Biology, Ros J.D. ed, *Scient. Mar.*, **53** (2-3), 497-503.
- Piriou J.Y.** (1990). Etude du stock d'Ulves de la Baie de Saint-Brieuc en 1990. *Rapport IFREMER / DEL*, 7 pp.
- Piriou J.Y.** (1991). Evaluation du stock maximal d'Ulves en 1990 dans le sud de la Baie de Saint-Brieuc. *Rapport IFREMER / DEL*, 17 pp.
- Piriou J.Y., Leguelec F.** (1993). Environnement, Algues Vertes. Lettre aux Medias IFREMER, **19**, 1pp.
- Piriou J.Y., Ménesguen A.** (1990). Environmental factors controlling the *Ulva* sp. blooms in Brittany (France). *25th European Marine Biology Symposium (EMBS)*, Ferrara, September 10-15, 1990, 24 pp.
- Piriou J.Y., Menesguen A., Salomon J.C.** (1989). Les marées vertes à ulves : conditions nécessaires, évolution et comparaison des sites. Symposium ESCA 19, Caen Septembre "Milieux estuariens et littoraux".

- Pirou J.Y., Merot P., Jegou A.M., Garreau P., Yoni C., Watremez P., Urvois M., Hallegouet B., Aourousseau P., Monbet Y., Cann C.,** (1993). Cartographie des zones sensibles à l'eutrophisation; cas des côtes bretonnes. Rapport de synthèse CEE, IFREMER, Région Bretagne, 80 pp.
- Pollehne F.** (1986). Benthic nutrient regeneration processes in different sediment types of Kiel Bay. *Ophelia*, **26**, 359-358.
- Price L.H., Hylleberg J.** (1982). Algal-faunal interactions in a mat of *Ulva fenestrata* in False Bay, Washington. *Ophelia*, **21**(1), 75-88.
- Probyn T.A., Chapman A.R.O.** (1982). Nitrogen uptake characteristics of *Chordaria flagelliformis* (Phaeophyta) in batch mode and continuous mode experiments. *Mar. Biol.*, **71**, 129-133.
- Rapp M.** (1971). In : Cycle de la matière organique et des éléments minéraux dans quelques écosystèmes méditerranéens. CNRS ed.. Paris, 107-109.
- Raymont J.E.G.** (1980). Plankton and productivity in the oceans, 2nd ed., Vol. 1. Phytoplankton. Oxford, Pergamon Press, 489 pp.
- RESEAU** (1988). Réseaux séparatifs. In : Bull.Assoc.Réseau, 21-23 rue Miollis 75732 Paris, mai 1988.
- Ribes E.** (1988). Contribution à l'étude de la prolifération des algues vertes dans le Bassin d'Arcachon. Contrat IFREMER 87 5 527 053 : 31 pp.
- Rice D., L. Tenore K. R.** (1981). Dynamics of carbon and nitrogen during the decomposition of detritus derived from estuarine macrophytes. *Estuar. Coast. Shelf. Sci.*, **13**, 681-690.
- Riegman R., Colijn F., Malschaert J.F.P., Kloosterhuis H.T., Cadée, G.C.** (1990). Assessment of growth rate limiting nutrients in the north sea by the use of nutrient uptake kinetics. *Neth. J. Sea Res.*, **26**(1), 53-60.
- Rieper-Kirchner M.** (1990). Macroalgal decomposition : laboratory studies with particular regard to microorganisms and meiofauna. *Helgolander meeresunters*, **44**, 397-410.
- Robert R., Guillocheau N., Collos Y.** (1987). Hydrobiological parameters during an annual cycle in the Arcachon Basin. *Mar. Biol.*, **95** (4), 631-640.
- Robert J.M., Rincé Y., Arcourt-Le Gouriellec C.** (1986). Prise des ions NH₄⁺ et NO₃⁻ par la chlorophycée *Ulva lactuca* L., aux stades protothalles et adulte. Contrat CNEXO 85 508 0584, 29 pp.

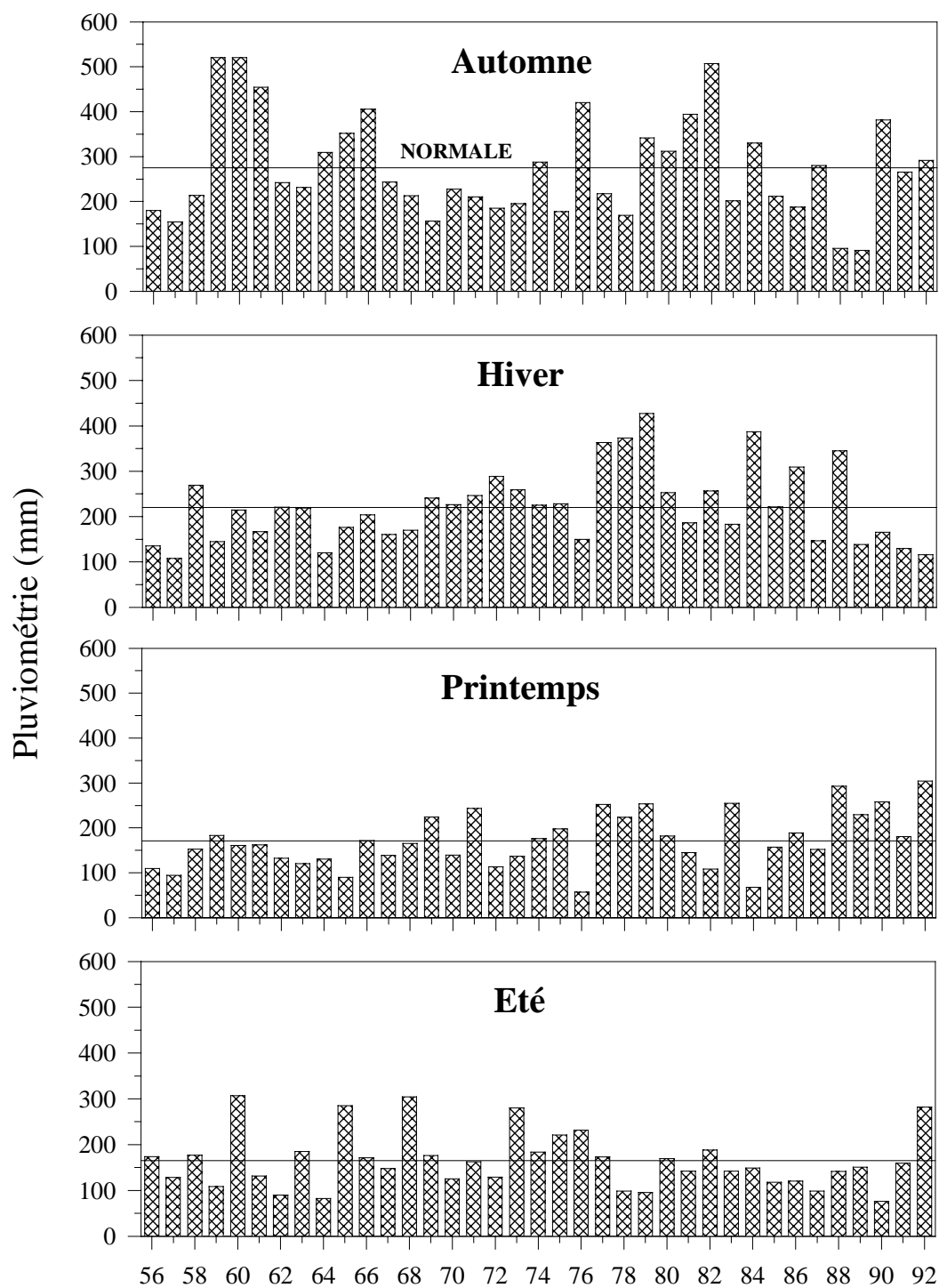
- Rosenberg G., Ramus J.** (1982). Ecological growth strategies in the seaweeds *Gracilaria foliifera* (Rhodophyceae) and *Ulva sp.* (Chlorophyceae) : soluble nitrogen and reserve carbohydrates. *Mar. Biol.*, **66**, 251-259.
- Rosenvinge L.K.** (1893). Grönlands havsalger. *Meddel. Gronland*, **3**, 765-981.
- Rosenvinge L.K.** (1932). Note sur *Monostroma obscurum* (Kütz) J. Agardh. *Rev. algol.*, **6**, 297-300.
- Ryther J.H., Corwin N., De Busk T, Williams L.D.** (1981). Nitrogen uptake and storage by the red alga *Gracilaria tikvahiae* (McLachlan 1979). *Aquaculture*, **26**, 107-115.
- Ryther J.H., Dunstan W.M.** (1971). Nitrogen, phosphorus and eutrophication in the coastal marine environment. *Science*, **171**, 1008-1013.
- SABARC** (1993). Etude de la prolifération des algues vertes dans le Bassin d'Arcachon. Evaluation des flux d'azote et de phosphore apportés au Bassin d'Arcachon par ruissellement des eaux de pluie. *Rapport SABARC*, 63 pp + 1 carte.
- Sanders W.M.** (1972). Nutrients. In : River ecology and Man. Oglesby *et al.* eds., 389-416
- SDAU** (1992). D.D.E.-Gironde, Syndicat Intercommunal du Bassin d'Arcachon. *Rapport*, 83pp +annexes 55pp.
- Seitzinger S.P.** (1988). Denitrification in freshwater and coastal marine ecosystems : ecological and geochemical significance. *Limnol. Oceanogr.*, **33**(4), 702-724.
- Sfriso A., Marcomini A., Pavoni B.** (1987). Relationships between macroalgal biomass and nutrient concentrations in a hypertrophic area of the Venice lagoon. *Mar. Envir. Res.*, **22**, 297-312.
- Simonet F.** (1992). Le Bassin Versant de la Leyre. Qualité des Eaux. *Bull. IGBA*, **51-52**, 153-160.
- Smith R.E.H., Kalff J.** (1981). The effect of phosphorus limitation on algal growth rates : Evidence from alkaline phosphatase. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **38**, 1421-1427.
- Sørensen J.** (1978). Capacity for denitrification and reduction of nitrate to ammonia in a coastal marine sediment. *Appl. Environ. Microbiol.* **35** : 301-305.
- Sørensen J.** (1982). Reduction of ferric iron in anaerobic, marine sediment and interaction with reduction of nitrate and Sulfate. *Appl. Environ. Microbiol.*, **43**, 319-324.
- Sornin J.M., Collos Y., Delmas D., Feuillet-Girard M. Gouleau D.** (1990). Nitrogenous nutrient transfers in oysters ponds : role of sediment in deferred primary production. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, **68**, 15-22.

- Sorriano-Sierra E.** (1992). Etude écologique des marais salés du Bassin d'Arcachon : Structure et évolution des schorres, production et dégradation de leur végétation et échanges de matières particulières entre les schorres et le Bassin. *Thèse Doctorat Université Bordeaux*, 256 pp.
- Souchu P., Treguer P.** (1987). Flux d'azote inorganique dissous d'origine atmosphérique en système littoral d'Europe occidentale. *Proceedings 4th European Symp. Phys. Chem. Behavior of Atmospheric Pollutants (COST 611)*, 374-382.
- Soulsby P.G., Lowthion D., Houston M., Montgomery H.A.C.** (1985). The role of sewage effluents in the accumulation of macroalgal mats on intertidal mudflats in two basins in Southern England. *Netherlands Journal of Sea Research*, **19** (3/4), 257-263.
- South R., Tittley I.** (1986). A checklist and distributional index of the benthic marine algae of the north atlantic ocean.
- Stal L.J., Behrens S.B., Kruyning F.** (1993). Interrelations of nitrogen, sulfur and iron in benthic cyanobacteria communities in two eutrophic marine lagoons C.L.E.A.N. (Coastal Lagoon Eutrophication and ANaerobic processes). *Progress report*, 231-253.
- Tabatabai M. A.** (1974). Determination of sulfates in water samples. *Sulfur Institut Journal*, **10** , 11-13.
- Topinka J.A.** (1978). Nitrogen uptake by *Fucus spiralis* (Phaeophyceae). *J. Phycol.*, **14**, 241-247.
- Ullman W.J., Sanstom M.W.** (1987). Dissolved nutrient flux from the nearshore sediments of Bowling Green Bay, Central Great Barrier Reef Lagoon (Australia). *Estuar. coast. Shelf Sci.*, **24**, 285-303.
- Ustach J.F., Kirby-Smith W.W., Barber R.T.** (1986). Effects of watershed modification on a small coastal plain estuary. In : *Estuarine Variability*, D.A.Wolfe Ed., Acad.Press Inc., 177-192.
- Vaillant J.R.** (1973). Protection de la qualité des eaux et maîtrise de la pollution. Coll.BCEOM-EYROLLES, Paris, 403 pp.
- Valiela I., Teal J.M., Volkmann S.B., Shafer D., Carpenter E.J.** (1978). Nutrient and particulates fluxes in a salt marsh ecosystem : Tidal exchanges and inputs by precipitation and groundwater. *Limnol. Oceanogr.*, **23**(4), 798-812
- Velji M.I., Albright L.J.** (1986). The dispersion of adhered marine bacteria by pyrophosphate and ultrasound prior to direct counting. GERBAM. IFREMER, Actes de Colloques 3, 249-259.
- Verlaque M.** (1994). Inventaire des plantes introduites en Méditerranée : origines et répercussions sur l'environnement et les activités humaines. *Oceanol. Acta*, **17**(1), 1-23.

- Viaroli P., Pugnetti A., Ferrari I.** (1990) . *Ulva* Growth and Decomposition Processes and Related Effects on Nitrogen and Phosphorus Cycles in a Coastal Lagoon (Sacca Di Goro , Po River Delta).
- Vidal M.** (1988). Contenido y dinamica del fosforo en el sedimento de praderas de fanerogamas marinas. *Oecologia aquatica*, **9**, 41-59.
- Vidal M., Romero J., Camp J.** (1989). Sediment-water nutrient fluxes : Preliminary results of in-situ measurments in Alfaques Bay, Ebro River Delta. *Topics in Marine Biology*, Ros J.D. (ed.), Scient. Mar., **53**(2-3), 505-511.
- Vignoles M.** (1992). Origines du phosphore et sources de pollution. *Rapport INP-Toulouse*, juin 92.
- Wallentinus I.** (1978). Productivity studies on Baltic macroalgae. *Bot. Mar.*, **21**, 365-380.
- Wallentinus I.** (1984). Comparisons of nutrient uptake rates for Baltic macroalgae with different thallus morphology. *Mar. Biol.*, **80**, 215-225.
- Weibel S.R.** (1969). Urban drainage as a factor in Eutrophication. *Proceedings Symposium Nat. Acad of Sciences Washington DC*, 383-401.
- Wetzel R.** (1981). Limnologia. Omega. Barcelona.
- Wheeler P.A., Björnsäter B.R.** (1992). Seasonal fluctuations in tissue nitrogen, phosphorus and N/P for five macroalgal species common to the Pacific Northwest coast. *J. Phycol.*, **28**, 1-6.
- Williams S. L.** (1984). Decomposition of the Macroalga *Caulerpa cupressoides* (West) C. Agardh : Field and Laboratory Studies. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, **80**, 109-124.
- Windom H.I.** (1975). Water-quality aspects of dredging and dredge-spoil disposal in estuarine environments. In : Estuar. Res., L.E.Cronin Ed., vol.I, 559-571.
- Wollast R.** (1989). Physico-Chemical models of marine sediments. In : Proc.Intern.Seminar on Env.& Dredging, Nantes, 27 Novembre - 1 Décembre 1989, 191-204.
- Yamada H., Kayama M.** (1987). Liberation of nitrogenous compounds from bottom sediments and effects of bioturbation by small bivalve, *Theora lata* (Hinds). *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, **24**, 539-555.
- Zephoris M.** (1984). Pluies acides en France. *Pollution atmosphérique* : Juillet-Septembre 1984, 159-165.

ANNEXES

Annexe 1 : Moyennes saisonnières des précipitations entre 1956 et 1992



Annexe 2 : Composition chimique des eaux de pluie à Arcachon

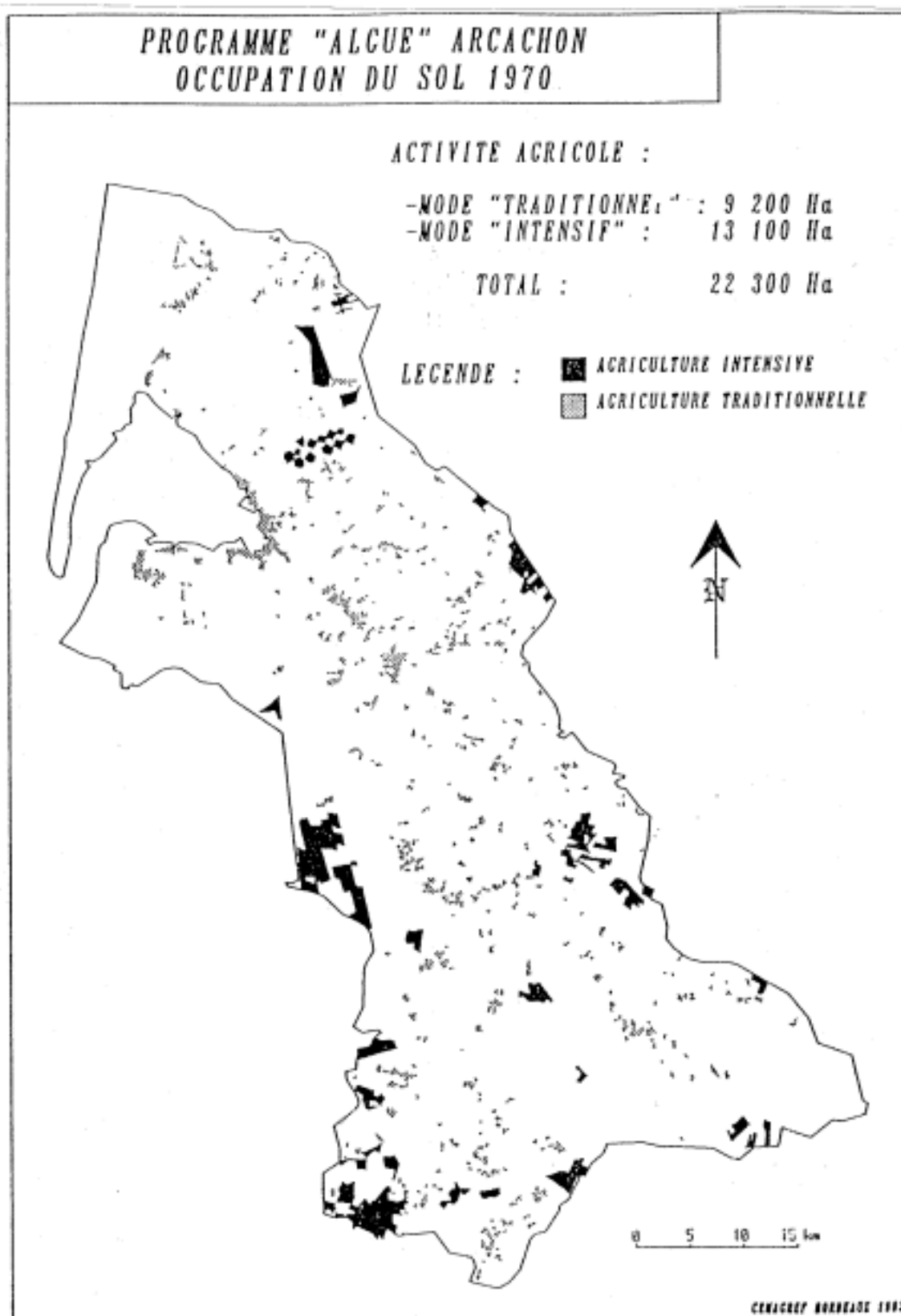
• Dosages IFREMER

Date	Concentration en nutriments dans les eaux de pluie (mg/l)				
	N-NH ₄	N-NO ₂	N-NO ₃	Azote minéral	P-PO ₄
23.10.92	0,32	0,01	0,12	0,45	0,17
26.10.92	0,24	0,00	0,16	0,40	0,01
26.10.92	0,25	0,00	0,14	0,39	0,00
27.10.92	0,22	0,00	0,15	0,37	0,00
27.10.92	0,22	0,00	0,15	0,37	0,00
10.06.93	0,40	0,00	0,37	0,77	0,37
02.08.93	0,68	0,02	1,02	1,72	0,00
09.08.93	0,81	0,03	0,72	1,56	0,03
10.08.93	0,32	0,00	0,24	0,56	0,00
26.08.93	0,65	0,00	0,34	0,99	0,00
09.09.93	1,17	-	-	-	-
10.09.93	0,27	-	-	-	-
13.09.93	0,31	0,00	0,20	0,51	0,00
14.09.93	0,03	0,00	0,05	0,08	0,00
20.09.93	0,31	0,01	0,33	0,65	0,00
21.09.93	0,37	0,00	0,20	0,57	0,00
22.09.93	0,23	0,00	0,14	0,37	0,00
24.09.93	0,17	-	-	-	-
28.09.93	0,29	-	-	-	-
n	19	15	15	15	15
moyenne	0,382	0,005	0,289	0,651	0,039
e.type	0,267	0,009	0,258	0,453	0,102

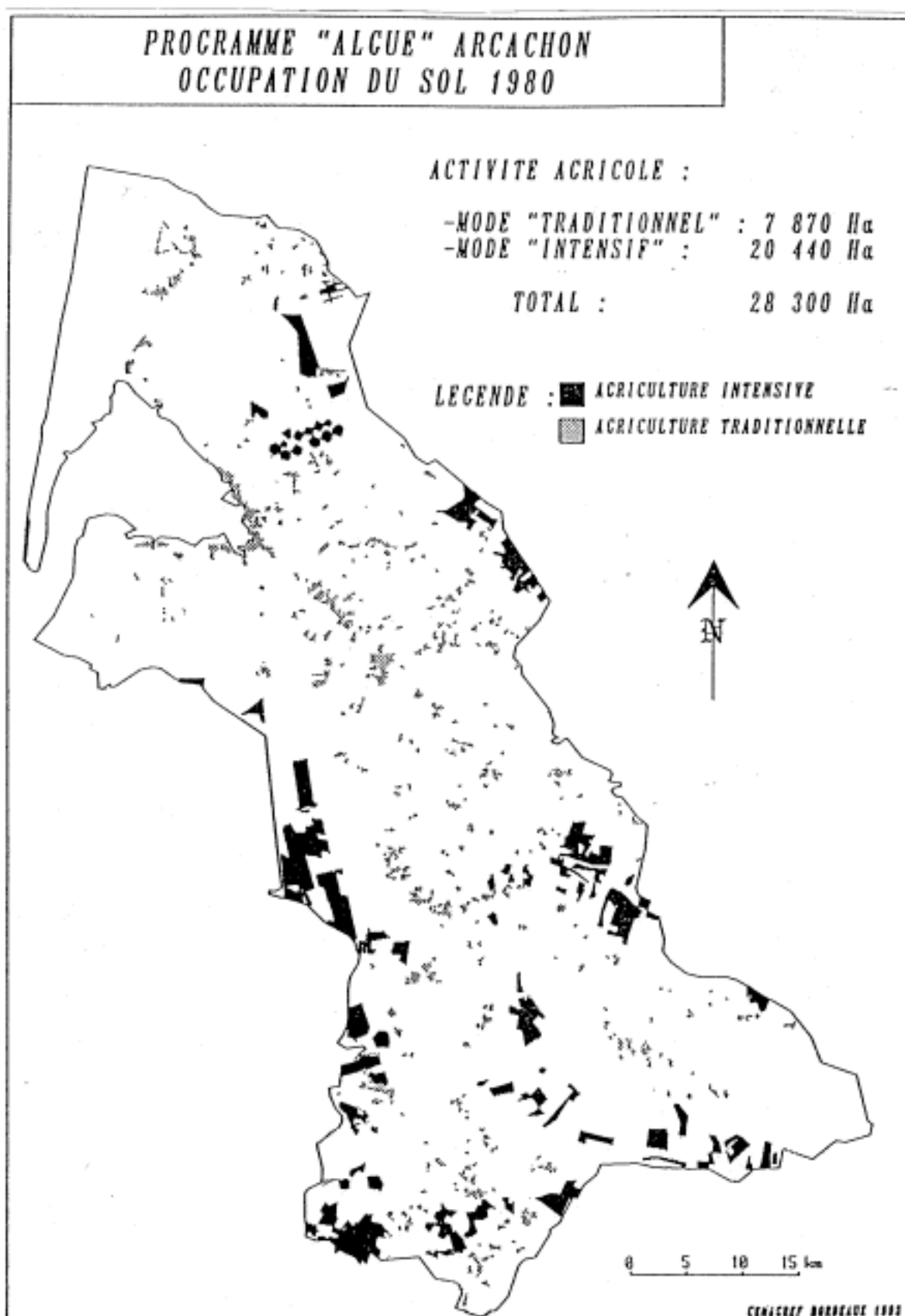
• Dosages SABARC

Date	Concentration en nutriments dans les eaux de pluie (mg/l)				
	NTK	N-NO ₃	Azote total	P-PO ₄	PT
10-08-92	0,45	0,45	0,90	0,02	0,40
15-11-92	2,10	0,20	2,30	0,00	0,25
moyenne	1,27	0,325	1,60	0,01	0,32

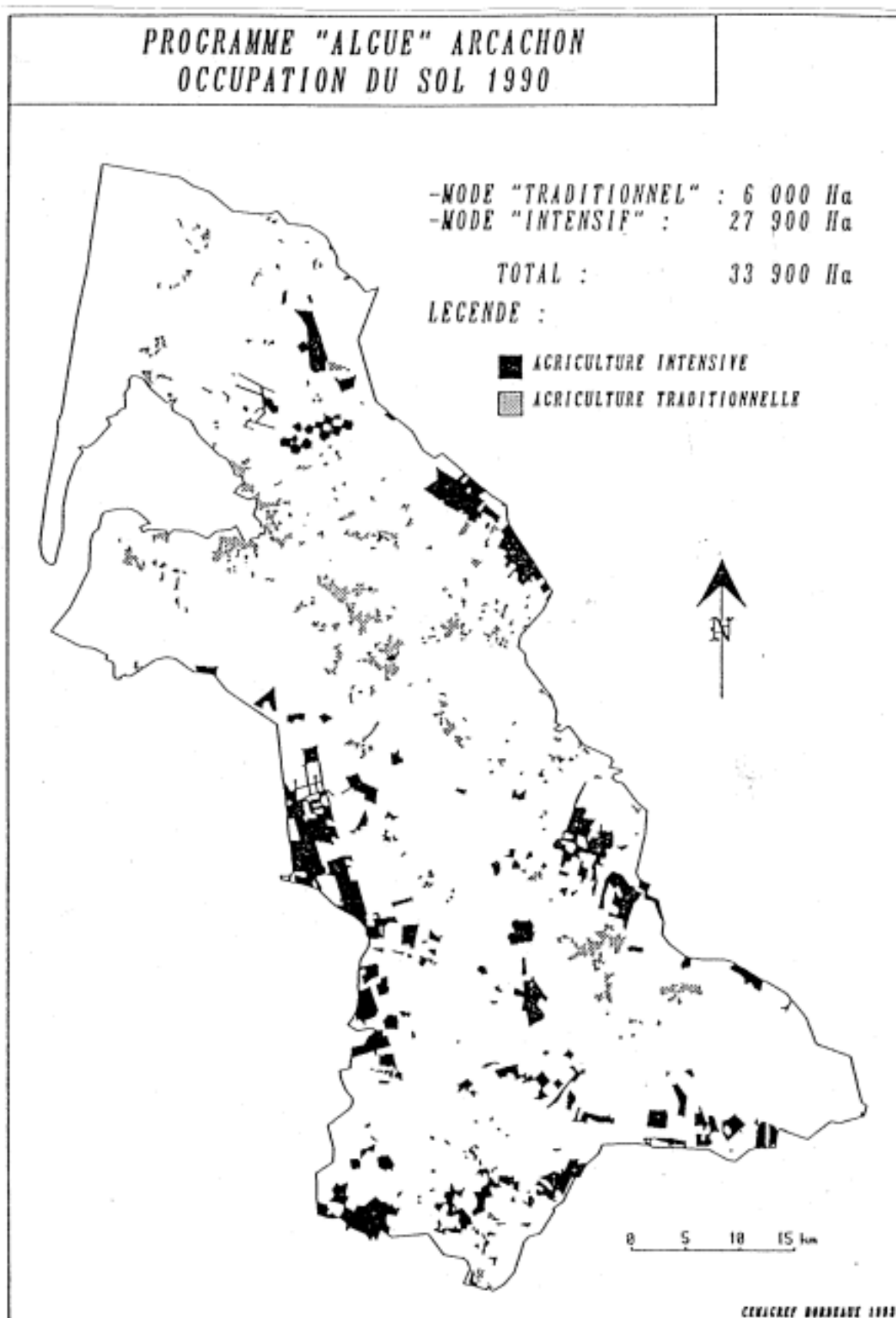
Annexe 3 : Occupation du sol sur les bassins versants en 1970.



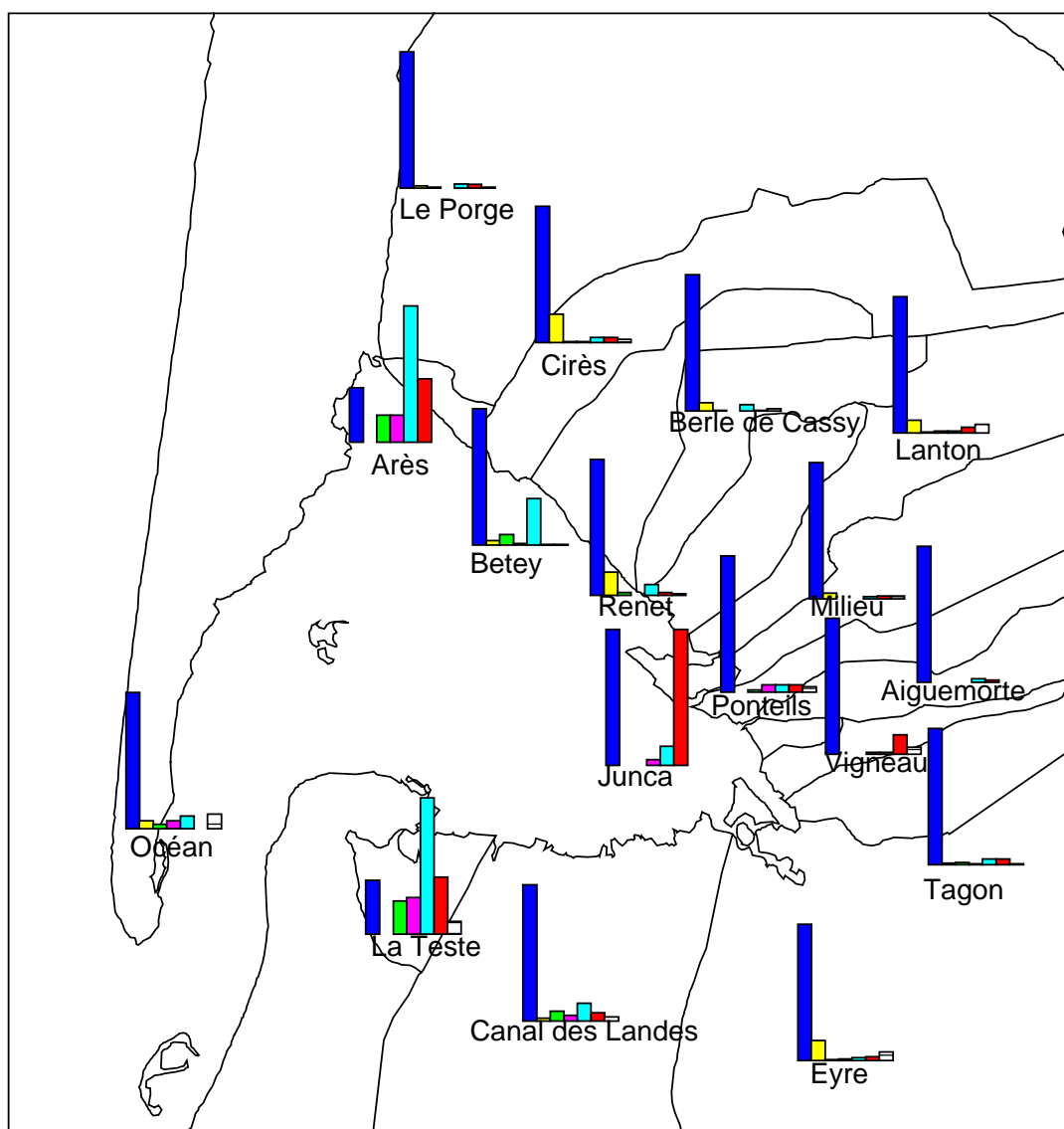
Annexe 4 : Occupation du sol sur les bassins versants en 1980.



Annexe 5 : Occupation du sol sur les bassins versants en 1990.



Annexe 6 : Occupation des versants directs du Bassin d'Arcachon.



LEGENDE :

colonne 1: forêt, 2: agriculture intensive, 3: urbain dense, 4: zones humides
5: urbain diffus, 6: agriculture traditionnelle, 7: landes/dunes rases

(données CORINE Land-Cover 1989)

Annexe 6 (suite)

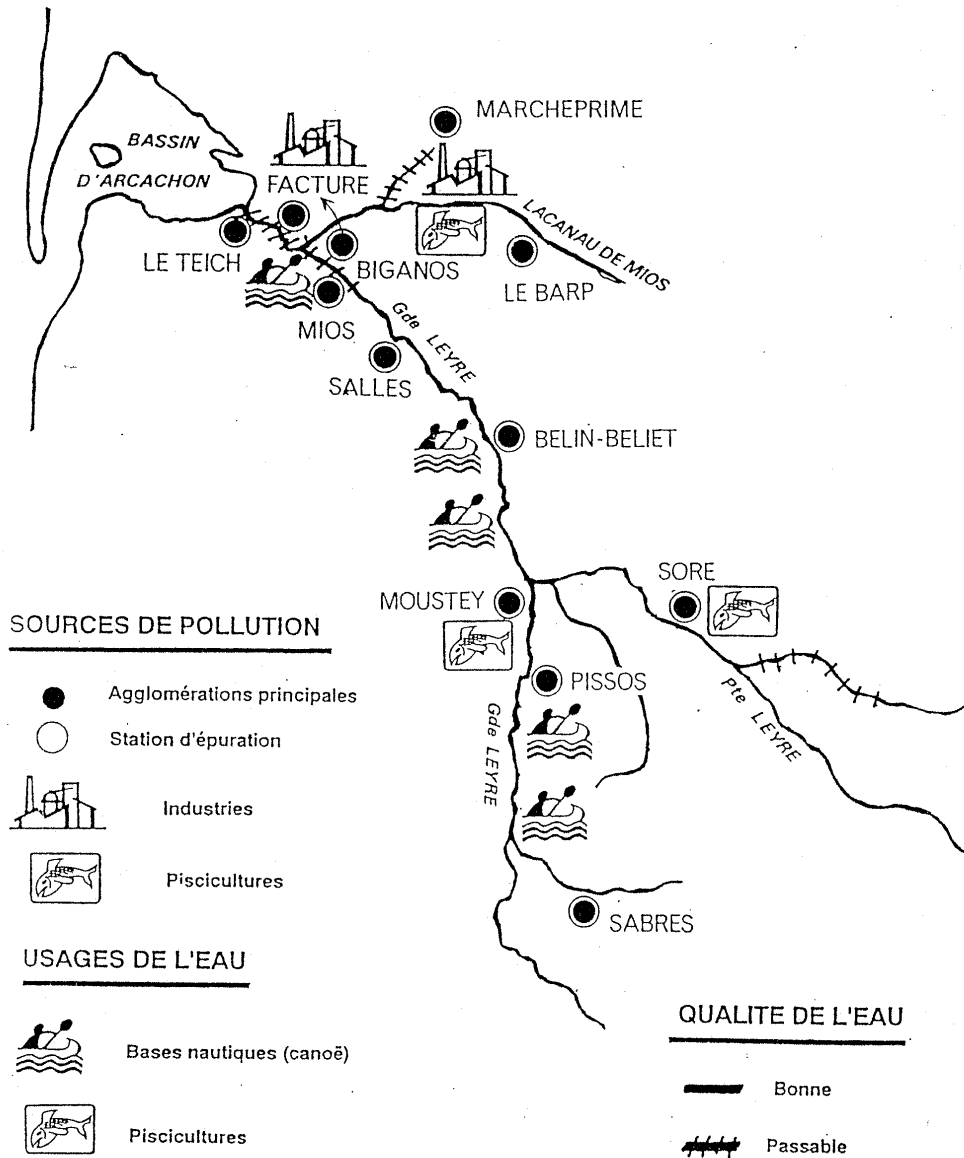
Codes : **4** : zones humides, **43** : Forêt, **66** : Agriculture intensive, **89** : habitat rural (en fait urbain diffus ou résidentiel), **93** : urbain dense, **565** : Agriculture traditionnelle, **621** : Landes/dunes

N	Fréquence	Nom B.V.	Code Occup.	Surf.(km ²)
1	1	B.V Direct total	299	9.772
2	2	JUNCA	4	0.031
3	4	JUNCA	43	0.731
4	2	JUNCA	89	0.097
5	1	JUNCA	565	0.694
6	1	AIGUEMORTE	4	0.020
7	4	AIGUEMORTE	43	24.345
8	4	AIGUEMORTE	89	0.682
9	2	AIGUEMORTE	93	0.069
10	5	AIGUEMORTE	565	0.395
11	2	AIGUEMORTE	621	0.094
12	5	ARES	4	0.266
13	5	ARES	43	0.579
14	1	ARES	89	1.584
15	4	ARES	93	0.305
16	3	ARES	565	0.732
17	1	BERLE DE C	4	0.009
18	3	BERLE DE C	43	20.026
19	5	BERLE DE C	66	1.248
20	1	BERLE DE C	89	0.897
21	2	BERLE DE C	93	0.105
22	3	BERLE DE C	65	0.116
23	3	BERLE DE C	621	0.351
24	4	BETAY/MAUR	4	0.176
25	3	BETAY/MAUR	43	17.670
26	5	BETAY/MAUR	66	0.545
27	2	BETAY/MAUR	89	6.086
28	9	BETAY/MAUR	93	1.333
29	3	BETAY/MAUR	565	0.119
30	1	BETAY/MAUR	621	0.082
31	3	CIRES	4	0.200
32	8	CIRES	43	37.408
33	4	CIRES	66	7.753
34	3	CIRES	89	1.262
35	2	CIRES	93	0.159
36	5	CIRES	565	1.186
37	4	CIRES	621	0.735
38	13	HUME	4	3.431
39	4	HUME	43	86.701
40	2	HUME	66	1.604
41	7	HUME	89	11.262

N	Fréquence	Nom B.V.	Code Occup.	Surf.(km ²)
42	19	HUME	93	5.899
43	19	HUME	565	5.161
44	9	HUME	621	2.510
45	2	LANTON	4	0.290
46	2	LANTON	43	29.899
47	5	LANTON	66	2.754
48	1	LANTON	89	0.249
49	2	LANTON	93	0.068
50	9	LANTON	565	1.097
51	3	LANTON	621	1.778
52	7	LEYRE	0	0.002
53	92	LEYRE	4	15.126
54	69	LEYRE	43	1686.717
55	180	LEYRE	66	249.427
56	261	LEYRE	89	34.447
57	63	LEYRE	93	11.480
58	177	LEYRE	565	39.983
59	105	LEYRE	621	104.174
60	1	MILIEU	4	0.157
61	7	MILIEU	43	11.011
62	4	MILIEU	66	9.867
63	1	MILIEU	89	0.112
64	2	MILIEU	565	0.110
65	1	MILIEU	621	0.142
66	30	OCEAN	4	9.785
67	4	OCEAN	43	175.312
68	10	OCEAN	89	17.174
69	28	OCEAN	93	5.459
70	3	OCEAN	565	0.097
71	8	OCEAN	621	19.669
72	3	PASSADUY	43	15.852
73	7	PASSADUY	66	0.580
74	1	PASSADUY	89	0.218
75	4	PASSADUY	565	0.343
76	2	PASSADUY	621	0.338
77	4	PONTEILS	4	1.014
78	1	PONTEILS	43	19.178
79	4	PONTEILS	89	1.064
80	4	PONTEILS	93	0.381
81	5	PONTEILS	565	1.004
82	5	PONTEILS	621	0.666
83	2	PORGE	4	0.065
84	11	PORGE	43	206.471
85	17	PORGE	66	2.984
86	16	PORGE	89	5.652
87	7	PORGE	93	0.769
88	27	PORGE	565	4.619
89	8	PORGE	621	1.070
90	2	RENET	4	0.044

N	Fréquence	Nom	B.V.Code	Occup.Surf.(km ²)
91	5	RENET	43	13.447
92	1	RENET	66	2.394
93	3	RENET	89	1.187
94	3	RENET	93	0.305
95	2	RENET	565	0.335
96	2	RENET	621	0.151
97	4	TAGON	4	0.167
98	3	TAGON	43	26.610
99	3	TAGON	66	0.226
100	3	TAGON	89	1.004
101	4	TAGON	93	0.383
102	16	TAGON	565	1.131
103	1	TAGON	621	0.121
104	2	TESTE	4	1.225
105	8	TESTE	43	1.874
106	3	TESTE	89	4.611
107	8	TESTE	93	1.155
108	3	TESTE	565	1.894
109	1	TESTE	621	0.394
110	3	VIGNEAU	4	0.122
111	1	VIGNEAU	43	6.368
112	1	VIGNEAU	66	0.000
113	1	VIGNEAU	89	0.101
114	6	VIGNEAU	565	0.925
115	2	VIGNEAU	621	0.287

Annexe 7 : Les stations d'épuration sur le bassin versant de l'Eyre (Simonet, 1992).



Avril 1992

Annexe 7' : Effet de l'assainissement des communes du bassin de l'Eyre sur la concentration en phosphate dans ce cours d'eau.

L'évolution temporelle de la capacité d'épuration (en Equivalents-Habitants) des communes du bassin de l'Eyre est présentée sur le tableau suivant.

Commune	Type de réseau	Procédé d'épuration	Capacité Eq.Hab (Date)	Extension Eq.Hab (Date)
Biganos	Séparatif SIBA	physico-chimique.	100000 (1981)	
Le Barp (CEA)	Unitaire	Boues activées	5000 (1970)	
Le Barp (Communale)	Séparatif	Lits bactériens + Lagunage	4000 (1981)	
Mios * (Intercommunal)	Séparatif	Boues activées	1500 (1977)	
Mios (Autoroute)		Lagunage	50 (1979)	
Salles * (Intercommunal)	Unitaire	Boues activées	1400 (1971)	3000 (1981)
Belin-Beliet * (Communale)	Séparatif	Boues activées	1500 (1977)	
Moustey (Communale)	Unitaire	Aération	300 (1970)	
Pissos (Communale)	Séparatif	Boues activées	1000 (1988)	
Sabres (Communale)	Séparatif	Lagunage	1350 (1981)	(1986)
Sore	Séparatif	Boues activées	900 (1990)	

* : rejet dans l'Eyre

Le rythme d'effort d'équipement n'a pas été régulier. C'est entre 1977 et 1981 qu'il a été maximal (+ 8400 Equivalents-Habitants).

Ne disposant pas de renseignements sur la concentration des eaux épurées en sortie de traitement, nous avons recours aux données bibliographiques pour évaluer la quantité de phosphore susceptible d'avoir été soustraite au milieu naturel par cet effort d'assainissement. Dans une station de type biologique (boues activées) étudiée par Guillaud (1991), les rendements d'élimination s'élèvent à 26% pour le phosphore total et 13% pour le phosphate.

En se basant uniquement sur la capacité supplémentaire de traitement installée entre 1977 et 1981, on obtient une diminution théorique des apports, compte tenu d'une production de phosphore de 2,25 g/habitant/jour et d'un abattement en station de 26 % des apports bruts de phosphore :

$$8400 \text{ Eq.Hab.} \times 2,25 \text{ g de P par habitant et par jour} \times 365 = \mathbf{6\ 899 \text{ kg de P par an}}$$

Après abattement :

$$6\ 899 \text{ kg} \times 0,26 = \mathbf{1\ 794 \text{ kg de P par an.}}$$

Cette valeur d'abattement de près de 2 tonnes de phosphore total, comparée à la diminution du flux de phosphate entre les périodes 1971-75 et 1980-84 (environ 15 tonnes), indique que la diminution des apports en phosphore n'est due qu'en faible partie à la mise en service ou à l'extension de stations d'épuration des eaux usées sur le pourtour de l'Eyre.

Annexe 8 : Rapport Azote/ Phosphore molaire moyen dans les sources potentielles de nutriments (d'après Downing et Mc Cauley, 1992)

Source	N/P	Auteur
Ruissellements de champs incultes	548	Loehr (1974)
Exportation des sols, fertilité moyenne	106	Vollenweider (1968)
Exportation des zones forestières	157	Loehr (1974)
Exportation de cultures et zones rurales	135	Loehr (1974)
Exportation de sols fertiles	74	Vollenweider (1968)
Eaux souterraines	63	Uttormark <i>et al.</i> (1974)
Précipitations	56	Allen <i>et al.</i> (1968)
Précipitations	51	Loehr (1974)
Exportation du Bassin Versant agricole	44	Uttormark <i>et al.</i> (1974)
Eaux de rivières	42	Ebise and Inoue (1991)
Eaux de rivières	27	Turner and Rabalais (1991)
Effluents urbains	22	Golterman (1975)
Ruissellements de lisiers	20	Loehr (1974)
Excrétions de phytoplancton	20	Lehman (1980)
Moyenne engrais	17	Turner and Rabalais (1991)
Rapport de Redfield	16	
Rejets d'élevage	14	Loehr (1974)
Sédiments, lacs mésotrophiques	14	Fukushima <i>et al.</i> (1991)
Ruissellements urbains	13	Loehr (1974)
Excrétions de zooplancton	11	Lehman (1980)
Ruissellements de prairies	11	Loehr (1974)
Ruissellements urbains	10	Uttormark <i>et al.</i> (1974)
Rejets urbains	6	Vallentyne (1974)
Effluents de fosses septiques	6	Brandes <i>et al.</i> (1974)
Fèces d'oiseaux	2	Portnoy (1990)
Roches sédimentaires	2	Vinogradov (1962)

NB : Les références citées dans ce tableau ne sont pas répertoriées dans la bibliographie de cette étude.

Annexe 9 : Composition chimique des eaux de ruissellement urbain.

• **RESULTATS DES ANALYSES EN AZOTE (mg/l de N) (SABARC - 1993 -)**

CAMPAGNE N°	PREL.	HAUTE SAISON						BASSE SAISON					
		RESIDENTIEL			URBAIN			RESIDENTIEL			URBAIN		
		NTK	NO ₃	NT	NTK	NO ₃	NT	NTK	NO ₃	NT	NTK	NO ₃	NT
1BS 10/06/92	1 2 3							0,30 0,50 0,70	0,25 0,21 0,19	0,55 0,71 0,89	1,40 0,30 2,10	0,25 0,29 0,79	1,65 0,59 2,89
2BS 08/08/92 09/08/92 10/08/92	4 5 6 7	2,95 3,65 3,30 4,10	0,50 0,68 0,36 0,19	3,45 4,53 3,66 4,29	2,65 3,15 4,25 2,95	0,79 1,12 0,41 0,59	3,44 3,27 4,66 3,54						
3HS 28/08/92	8 9	3,00 0,30	0,00 0,12	3,00 0,42	42,4** 11,00	0** 0,00	42,4** 11,00						
4BS 22/09/92	10 11							0,30 0,30	0,00 0,02	0,30 0,32	2,15 1,55	0,62 0,64	2,77 2,19
5BS 28/09/92	12 13							1,00 0,40	0,00 0,00	1,00 0,40	0,30 0,55	0,20 0,29	0,50 0,84
6BS 13/11/92 19/11/92	14 15							2,45 3,25	0,00 0,00	2,45 3,25	1,70 6,55	0,81 1,16	2,51 7,71
7BS 25/01/93	16							11,75	0,00	11,75	4,80	2,07	6,87
8BS 10/06/93	17							4,75		4,75	5,30		5,30
9HS 21/06/93	18 19	14,90 2,15		14,90 2,15	7,10 0,30		7,10 0,30						
10HS 28/06/93 29/06/93 30/06/93	20 21 22 23	12,55 6,45** 5,25 3,10		12,55 6,45** 5,25 3,10	9,40 6,40 4,90 5,40		9,40 6,40 4,90 5,40						
11HS 05/07/93	24				4,75		4,75						
12HS 11/07/93	25	7,15		7,15	5,25		5,25						
13HS 24/08/93	26	7,50	0,01	7,51	13,60	0,01	13,61						
14HS 26/08/93 27/08/93	27 28	24,60 4,10	0,01 0,19	24,61 4,29	5,45	0,50	5,95						
15HS 11/09/93 12/09/93 13/09/93	29 30 31	4,10 6,60	0,00 1,58	4,10 8,19	1,30 3,05 1,90	0,39 0,00 0,00	1,69 3,05 1,90						
16BS 25/09/93 26/09/93	32 33							2,40 3,00	0,51 0,00	2,91 3,00	1,15 0,85	0,70 0,23	1,85 1,18
Moyenne 1992		2,88	0,34	3,22	4,80	0,38	5,18	1,02	0,08	1,10	1,84	0,58	2,41
Moyenne 1993		8,36	0,36	8,53	5,29	0,18	5,38	5,48	0,17	5,80	3,05	1,00	3,80
Nb, échantillons		17		17	18		18	13		13	13		13
Moyenne générale		6,43		6,65	5,16		5,31	2,39		2,48	2,22		2,84
Ecart-type		5,95		5,90	3,42		3,34	3,16		3,13	2,03		2,35

NTK exprimé en mg/l de N

NO₃ exprimé en mg/l de N-NO₃

NT exprimé en mg/l de N

* Résultats non pris en compte dans la moyenne

• RESULTATS DES ANALYSES EN PHOSPHORE (mg/l de P) (SABARC - 1993 -)

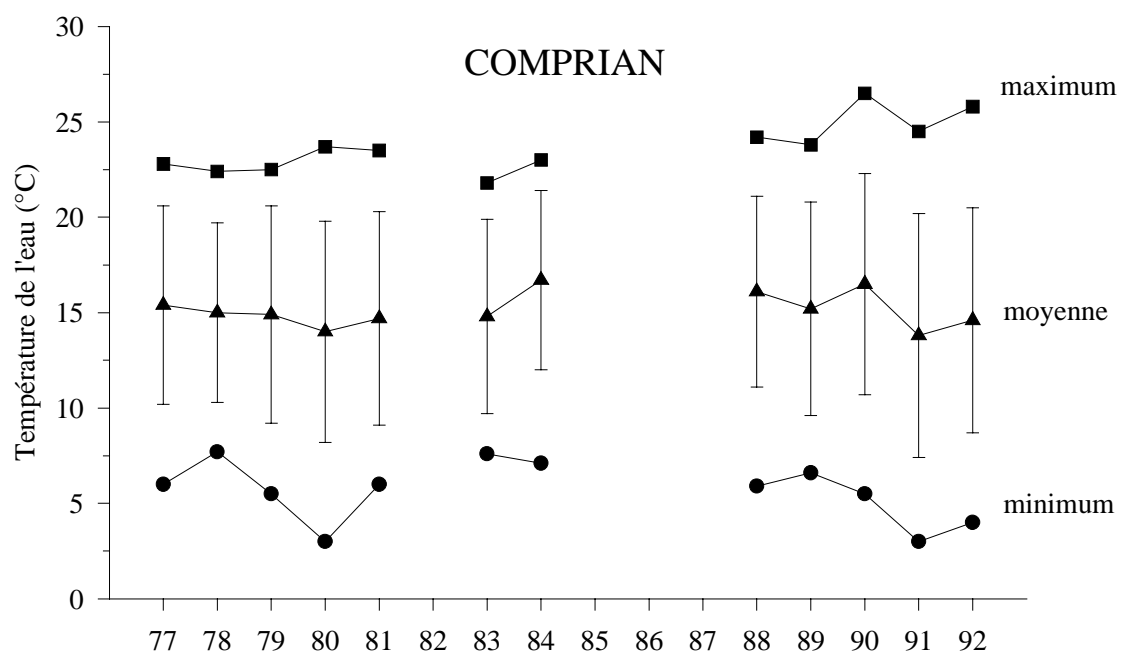
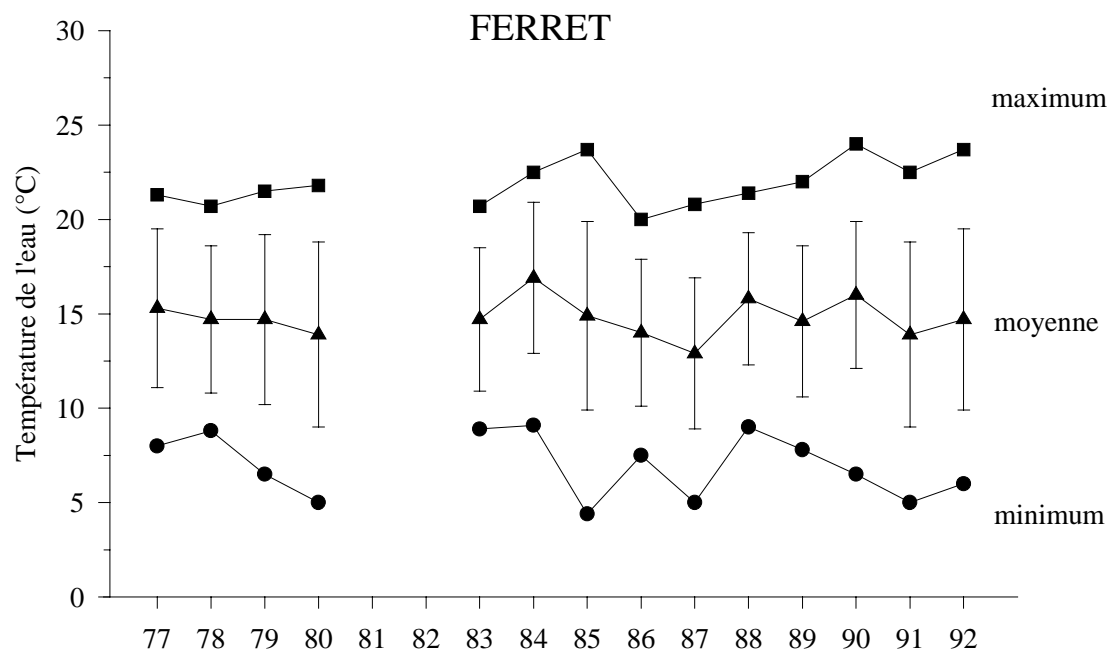
CAMPAGNE N°	PREL.	HAUTE SAISON				BASSE SAISON			
		RESIDENTIEL		URBAIN		RESIDENTIEL		URBAIN	
		PT	P-PO ₄	PT	P-PO ₄	PT	P-PO ₄	PT	P-PO ₄
1BS 10/06/92	1					1,50	0,31	0,45	0,16
	2					1,05	0,07	0,45	0,11
	3					1,00	0,26	0,60	0,29
2BS 08/08/92 09/08/92 10/08/92	4	1,10	0,08	0,60	0,16				
	5	0,55	0,10	2,10	0,31				
	6	0,50	0,23	0,50	0,11				
	7	0,55	0,27	0,65	0,24				
3HS 28/08/92	8	1,95	1,22	13,55**	13,00**				
	9	0,40	0,16	2,40	1,70				
4BS 22/09/92	10					0,70	0,12	0,70	0,28
	11					0,55	0,14	0,65	0,31
5BS 28/09/92	12					0,60	0,05	0,60	0,09
	13					0,50	0,02	0,50	0,12
6BS 13/11/92 19/11/92	14					0,55	0,10	0,80	0,20
	15					1,20	0,12	1,05	0,50
7BS 25/01/93	16					2,80	1,80	1,40	0,63
8BS 10/06/93	17					1,40	0,22	0,70	0,24
9HS 21/06/93	18	1,80		1,10					
	19	0,40		0,50					
10HS 28/06/93 29/06/93 30/06/93	20	1,10	0,78	1,70	1,42				
	21	242,95*	231,6*	1,45	1,09				
	22	0,70	0,11	0,50	0,31				
	23	0,80	0,29	0,70	0,24				
11HS 05/07/93	24			0,45	0,09				
12HS 11/07/93	25	2,40	0,47	0,70	0,20				
13HS 24/08/93	26	1,20	0,31	2,65	1,21				
14HS 26/08/93 27/08/93	27	1,95	0,94						
	28	0,60	0,12	0,80	0,26				
15HS 11/09/93 12/09/93 13/09/93	29			0,55	0,16				
	30	1,00	0,16	0,70	0,02				
	31	1,55	0,10	0,65	0,02				
16BS 25/09/93 26/09/93	32					0,40	0,02	0,35	0,12
	33					1,80	0,68	0,40	0,12
Moyenne 1992		0,84	0,35	1,25	0,51	0,85	0,13	0,64	0,23
Moyenne 1993		1,23	0,37	0,96	0,46	1,60	0,68	0,71	0,28
Nb, échantillons		17	15	18	16	13	13	13	13
Moyenne générale		1,09	0,36	1,04	0,47	1,08	0,30	0,66	0,24
Ecart-type		0,63	0,35	0,71	0,55	0,68	0,48	0,29	0,16

PT exprimé en mg/l de P

PO4 exprimé en mg/l de P-PO₄

* Résultats non pris en compte dans la moyenne

Annexe 10 : Evolution des températures annuelles moyennes, minimales et maximales aux stations du Ferret et de Comprian.



**Annexe 11 : Stratification géographique pour les estimations
de la biomasse d'algues *Monostroma obscurum***

CHENAUX

Strate	Volume total (10 ⁶ m ³)
A	158
D	21
F	31
T	10
Total	220

37 km², sur les 40 km², de chenaux ont été prospectés, soit 92 %

ESTRANS

Strate	1992		1993	
	bordure (ha)	intérieur (ha)	bordure (ha)	intérieur (ha)
A	189	1 028	189	1 028
B	264	1 579	264	1 579
C	237	1 462	237	1 462
D	214	1 375	252	1 018
E	168	580	173	568
F	143	1 184	135	1 066
G	130	567	130	567
Y	---	---	0	570
Total	1 345	7 775	1 380	7 858
Total	9 120		9 238	

80 % des 11 500 ha d'estrans ont été prospectés.

Annexe 12 : Stratégies d'échantillonnage appliquées à l'estimation de la biomasse d'algues *Monostroma obscurum* dans le Bassin d'Arcachon

Les calculs ont été réalisés avec le logiciel STOC de l'IFREMER (développé sous le logiciel Kman), d'après Frontier (1983).

Bordure d'estran

- les stations sont réparties au hasard,
- la densité est estimée par un échantillonnage stratifié à deux degrés, avec unités primaires de tailles inégales, en négligeant la variance intra-unités primaires,
- le pourcentage de surface occupée par les algues est estimé par un échantillonnage stratifié du premier degré, avec grappes de tailles inégales, sur les mêmes stations,
- la biomasse par strate est le produit de ces deux variables dépendantes (c.a.d. obtenues sur le même échantillon), multiplié par la surface totale de chaque strate,
- la biomasse totale est la somme des biomasses de chaque strate.

Intérieur d'estran

- les stations sont considérées comme réparties au hasard,
- la densité moyenne est estimée par un échantillonnage aléatoire simple stratifié,
- la biomasse totale est la somme des biomasses par strate, obtenues par simple produit de la densité moyenne de chaque strate par la surface de la strate.

Herbier de *Zostera marina*

- la densité moyenne d'algues est estimée par un échantillonnage aléatoire simple, les stations étant considérées comme réparties aléatoirement sur l'ensemble de la surface de l'herbier,
- la biomasse totale est le produit de la densité moyenne d'algues par la surface totale de l'herbier.

Chenaux

- les stations sont réparties au hasard sur la surface des chenaux,
- la densité moyenne d'algues par unité de volume est estimée par un échantillonnage aléatoire stratifié, avec pondération par la section du chenal à la station de prélèvement,
- la biomasse par strate est le produit de la densité moyenne par le volume des chenaux pour chaque strate,
- la biomasse totale est la somme des biomasses de chaque strate.