

Direction des programmes et de la stratégie
Direction des opérations

Philippe MONBET (coordinateur)

Chantal ABERNOT-LE GAC
Elvire ANTAJAN
Pascal CLAQUIN
Dominique DAVOULT
Jean-Paul DELPECH
Antoine MEIRLAND
Aline MIGNE
Pascal RAULIN
Céline ROLET
Emilie ROSTIAUX
Jean-Denis TALLEUX

Mars 2010 – Rapport RST – LERN 10-01

ifremer

Surveillance écologique et halieutique du site Electronucléaire de Paluel Année 2009

Rapport scientifique annuel final



Crédit photo : Google Copyright / Monbet

Commande EDF 5100-CSN-4200247256

Type de rapport : RST (Rapports de résultats de recherches Scientifiques et/ou Techniques)	
Numéro d'identification du rapport : RST LERN 10.01	date de publication : Mars 2010
Diffusion : libre - restreinte - interdite	nombre de pages : 180
Validé par : Ph. MONBET	bibliographie : Oui
Adresse électronique : pmonbet@ifremer.fr	illustration(s) : Oui
- chemin UNIX :	langue du rapport : Français
- adresse WWW :	
Auteur(s) principal(aux) : nom, prénom	Organisme / Direction / Service, laboratoire
MONBET Philippe	IFREMER / LERFBN & LERN
ANTAJAN Elvire	IFREMER / LERBL
CLAQUIN Pascal	Université de Caen
DAVOULT Dominique	Station biologique de Roscoff/UMR7144 AD2M
DELPECH Jean-Paul	IFREMER/RHBL
LE GAC-ABERNOT Chantal	IFREMER/LERFBN
MEIRLAND Antoine	GEMEL Picardie
MIGNE Aline	Station biologique de Roscoff/UMR7144 AD2M
ROLET Céline	GEMEL Picardie
ROSTIAUX Emilie	IFREMER/RHBL
TALLEUX Jean-Denis	GEMEL Picardie
Collaborateur(s) : nom, prénom	Organisme / Direction / Service, laboratoire
FRANCOISE Sylvaine	IFREMER / LERN
GAFFET Jean-Dominique	IFREMER / DYNECO
JUSTOME Vincent	IFREMER / LERN
LE GAGNEUR Eric	IFREMER / LERN
MAHEUX Frank	IFREMER / LERN
PIERRE-DUPLESSIX Olivier	IFREMER / LERN
RABILLER Emilie	IFREMER / LERN
RAULIN Pascal	IFREMER / RHBL
RIOU Philippe	IFREMER / LERN
Organisme commanditaire : nom développé, sigle, adresse Electricité de France (EDF) - Production Transport - C.N.P.E. de Paluel B.P. 48 – 76450 CANY BARVILLE	
Titre du contrat : _____ n° de contrat Ifremer	
Organisme(s) réalisateur(s) : nom(s) développé(s), sigle(s), adresse(s) IFREMER Centre de Boulogne/Mer, 150 quai Gambetta, 62321 Boulogne / Mer Cedex IFREMER Station de Port-en-Bessin, Av. du Général de Gaulle, 14 520 Port-en-Bessin GEMEL Picardie, rue de la chapelle, 80410 Le Hourdel AD2M UMR7144 CNRS-UPMC, Sta. Biologique de Roscoff, BP 74, 29682 Roscoff Cedex LBBM, Université de Caen, 14032 Caen Cedex	
Responsable scientifique : Philippe MONBET - IFREMER / LERFBN	
Cadre de la recherche :	
Programme : Surveillance et évaluation de la qualité du milieu marin	Convention de marché EDF n° : C349C65050
Projet : I.G.A. Impact des Grands Aménagements	Contrat PALUEL 2009 : 5100-CSN-4200247256
Campagne océanographique : IGA 1-2-3, 2009, NO DELPHY	

<p>Résumé : <i>L'étude de surveillance écologique (n°32) du centre de production d'électricité de Paluel (département de la Seine-Maritime) concerne l'année 2009. Les variations des différentes paramètres caractérisant les compartiments benthique, halieutique et pélagique sont décrites. L'année 2009 est la 26^{ème} année de fonctionnement de la Centrale.</i></p>
<p>Abstract : <i>The monitoring report (n°32) of the nuclear power plant located in Paluel takes into account scientific studies carried out between March and September 2009. Environmental effects and potential impacts on the aquatic ecosystem are reported through different chapters : hydrology, microbiology, phytoplankton, zooplankton, fisheries, intertidal phytobenthos and zoobenthos. This power plant has been in operation for twenty six years.</i></p>
<p>Mots-clés : <i>Centrale nucléaire Paluel, Surveillance ; Benthos, Halieutique, Pelagos</i></p>
<p>Keywords : <i>Paluel, Monitoring, Nuclear power plant, Benthos, Fisheries, Water quality</i></p>
<p>Commentaire : Ce document doit être cité de la manière suivante : <u>Référence générale</u> Monbet Ph. (coordinateur), Antajan E., Claquin P., Davault D., Delpech JP., Le Gac-Abemot C., Meirland A., Migne A., Rostiaux E., 2009. Surveillance écologique et halieutique du site de Paluel, année 2009. Rapport scientifique et technique. Rapp. Ifremer RST LERN 10.01, mars 2010, 180 p. <u>Référence particulière</u></p>

SOMMAIRE

Résumé	
Préambule	1
Introduction	3
1. Généralités	5
1.1. Introduction	7
1.2. Géographie	8
1.3. Géologie.....	8
1.4. Hydrographie continentale.....	10
1.5. Hydrographie marine	10
1.5.1. Marées	10
1.5.2. Courants	11
1.5.3. Apports telluriques	11
1.6. Climatologie	12
1.6.1. Le climat en Haute-Normandie	12
1.6.2. Pluviométrie	13
1.6.3. Température de l'air	15
1.6.4. Débit de la Seine et la Durdent.....	16
1.7. Fonctionnement de la centrale lors des campagnes pélagiques	18
1.8. Travaux réalisés par l'IFREMER	22
2. Hydrologie	23
2.1. Méthode.....	25
2.1.1. Prélèvements	25
2.1.2. Paramètres mesurés et précisions	26
2.1.3. Présentation graphique.....	26
2.1.4. Traitement statistique.....	26
2.2. Résultats des mesures de la surveillance hydrologique pour l'année 2009	27
2.2.1. Température	27
2.2.2. Salinité	32
2.2.3. Ammonium	36
2.2.4. Nitrate et nitrite.....	39
2.2.5. Matières en suspensions (MES).....	42
2.2.6. Trihalométhanes	45
2.2.7. Dosage du Bore	47
2.3. Conclusion	49
3. La Microbiologie	51
3.1. Introduction	53
3.2. Matériel et méthodes	55
3.2.1. Prélèvements	55
3.2.2. Analyses microbiologiques	56
3.3. Résultats	57
3.3.1. Récapitulatif des résultats des mesures microbiologiques pour l'année 2009.....	57
3.3.2. Résultats du dénombrement des germes totaux.....	57
3.3.3. Résultats en germes aérobies viables sur milieu de Zobell	60
3.3.4. Résultats sur l'identification et le dénombrement des vibrions halophiles	62
3.4. Conclusions	65
4. Le Phytoplancton	67
4.1. Introduction	69
4.2. Matériel et méthode	69
4.2.1. Mesure de la chlorophylle	69
4.2.2. Mesure de la production primaire	69
4.2.3. Etude systémique du phytoplancton	70
4.2.4. Télédétection satellitaire	70
4.3. Résultats	71
4.3.1. Biomasse chlorophyllienne	71
4.3.2. Production primaire.....	77
4.3.3. Microphytoplancton.....	79
4.3.4. Populations phytoplanctoniques observées en 2009	82
4.3.5. Bilan des résultats obtenus aux points canal et rejet	85
4.4. Conclusion	86

5. Le Zooplancton	86
5.1. Introduction	89
5.2. Matériels et méthodes	89
5.2.1. Mesure de la biomasse sestonique	89
5.2.2. Analyse taxinomique du zooplancton	89
5.3. Résultats	90
5.3.1. Biomasse sestonique	91
5.3.2. Abondances zooplanctoniques	94
5.3.3. Étude faunistique	97
5.4. Conclusions	103
6. Le benthos subtidal	105
6.1. Introduction	107
6.2. Méthodologie	108
6.2.1. Travail à la mer	108
6.2.2. Travail au laboratoire	109
6.2.3. Traitement des données	110
6.3. Résultats	111
6.3.1. Analyse granulométrique	111
6.3.2. Analyse faunistique	113
6.4. Conclusion	117
7. Le Zoobenthos intertidal	123
7.1. Introduction	125
7.2. Rappels sur l'écologie et la biologie d' <i>Idotea granulosa</i>	125
7.3. Méthodologie	126
7.3.1. Prélèvements	126
7.3.2. Dénombrement des Idotés	127
7.3.3. Poids des algues	127
7.3.4. Mesure de la longueur des <i>Idotea granulosa</i>	127
7.4. Résultats	131
7.4.1. Biomasse algale	131
7.4.2. Densité des <i>Idotea granulosa</i>	132
7.4.3. Rapport entre densité d' <i>Idotea granulosa</i> et biomasse d'algue	132
7.4.4. Impact de la densité de <i>Sphaeroma serratum</i> sur la densité d'idotés	132
7.4.5. Structure de la population d' <i>Idotea granulosa</i> au cours de l'été 2009	133
7.5. Evolution du benthos intertidal de <i>St Valéry en Caux</i> et <i>Veulettes sur Mer</i>	136
7.5.1. Rappels	136
7.5.2. Evolution de la biomasse des <i>Fucus vesiculosus</i> de 1985 à 2009	138
7.5.3. Evolution de la densité des Idotés de 1985 à 2009	139
7.6. Conclusion	142
8. Le Phytobenthos Intertidal	145
8.1. Généralités	147
8.2. Matériel et méthodes	148
8.3. Résultats	149
8.3.1. Évolution des biomasses de <i>Fucus</i> sp.	149
8.3.2. Évolution de la fertilité de <i>Fucus</i> sp.	154
8.4. Conclusions	157
9. Halieutique	159
9.1. Généralités	161
9.2. Caractéristiques de l'année 2008	161
9.3. Evolution de 2001 à 2008	163
9.3.1. Production annuelle et nombre de navires	163
9.3.2. Captures Par Unité d'Effort (CPUE)	164
9.3.3. Principales espèces exploitées	165
9.3.4. Principaux engins de pêche utilisés	166
9.3.5. Principaux ports d'exploitation	166
9.4. Conclusion	167
Conclusions	169
Bibliographie	177

RESUME

L'année 2009 a été caractérisée par des températures de l'air généralement supérieures à la moyenne des cinquante dernières années. Seuls les mois d'hiver sont restés plus froids que la moyenne. Les niveaux de précipitations ont aussi été généralement déficitaires par rapport à la même période. Seul le mois de novembre a été caractérisé par d'importantes précipitations. Les débits de la Seine et la Durdent en 2009 ont été respectivement inférieurs et proches des moyennes pluriannuelles (1941-2008 Seine, 1986-2008 Durdent).

Les températures de l'eau de mer relevées lors des campagnes 2009 ont été proches mais généralement inférieures aux médianes pluriannuelles établies depuis 1988. La température présente toujours des valeurs significativement plus élevées au point *rejet* par rapport aux autres points, mais l'impact thermique reste géographiquement très limité. Les échantillons prélevés aux abords du rejet (quelques dizaines de mètres) présentent des taux de dilution importants (~78-85%). Les salinités observées en 2009 sont inférieures au printemps et supérieures le reste de l'année aux médianes pluriannuelles établis sur la période 1988-2008. Dans l'ensemble, elles ont présenté un gradient croissant côte-large et sont restées dans la gamme de valeurs habituellement observées pour ce paramètre depuis 1988. Les concentrations en sels nutritifs sont également caractérisés par des niveaux compris dans la gamme de concentrations habituellement observée depuis 1988. Elles présentent un cycle saisonnier classique et une distribution caractérisée par un gradient décroissant côte-large. Dans l'ensemble, les concentrations en MES de 2009 suivent la tendance définies par les médianes pluriannuelles : un gradient décroissant côte-large marqué tout au long de l'année. Toutefois, le point référence au printemps est caractérisé par la plus forte concentration en MES observé sur ce point à cette période de l'année depuis 1988. Cette concentration élevée est à rapprocher de la salinité relativement basse relevée sur cette station. Les concentrations en trihalométhanes ont été régulièrement inférieures au seuil de détection analytique, à l'exception de celles du bromoforme au niveau du point *rejet* en été et en automne. Les concentrations de ce composé chimique sont toutefois restées relativement faibles (1,6 et 2,4 µg/L, respectivement). Finalement, les concentrations en bore au cours des campagnes 2009 sont restées proches des niveaux naturels et toujours inférieures à 5 µg/L.

Les concentrations en germes totaux ont été très élevées en 2009 sur tous les points de surveillance, confirmant ainsi la hausse observée en 2008. Le changement de laboratoire d'analyse coïncide avec cette hausse observée depuis deux ans maintenant. Il pourrait en être la cause étant donnée que les dénombrements reposent essentiellement sur l'identification visuelle de l'opérateur. Les quantités de germes revivifiables des campagnes de 2009 sont par contre restées faibles et généralement

similaires à celles observées sur la période 1988-2008. La distribution des ces germes revivifiables n'a pas été caractérisée en 2009 par un gradient décroissant côte-large marqué comme les années précédentes. L'identification de vibriens halophiles, suivant la méthode EDF, confirme la dominance depuis 1999 de la souche de *Vibrio alginolyticus* dans les eaux proches de la centrale de Paluel. Quantitativement, la souche *V. alginolyticus* domine toujours les peuplements de vibriens halophiles des eaux proches de la centrale de Paluel puisque la souche *V. vulnificus* n'a pas été identifiée en 2009 pour la deuxième année consécutive.

Dans le compartiment phytoplanctonique, la biomasse chlorophyllienne présente des concentrations entre 0,37 et 5,95 µg/L sur l'ensemble des points et des campagnes 2009. Les valeurs de chlorophylle sont en particulier largement au-dessus des médianes pluriannuelles en juin 2009. Les abondances enregistrées en juin 2009 pour les trois points sont aussi les plus fortes valeurs enregistrées depuis 1993. Les genres *Rhizosolenia* et *Chaetoceros* présentaient alors les plus fortes dominances des diatomées. La dominance maximale des dinoflagellés dans le microphytoplancton, atteint un maximum au mois de mars, avec 6 % au point *référence* mi-profondeur. C'est à cette saison que le maximum de silicoflagellés a été également observé. En été et à l'automne la dominance des dinoflagellés reste très limitée.

En 2009, les biomasses sestoniques printanières et automnales étaient assez faibles aux points côtiers par rapport aux valeurs moyennes de la série temporelle commencée en 1988. Les biomasses estivales, en particulier au point *rejet*, font par contre partie des valeurs hautes pour la série de données. L'abondance zooplanctonique a été caractérisée par des abondances record en été. Les abondances printanières et automnales, assez faibles en générale (< 1000 ind. m⁻³), correspondaient aux valeurs moyennes de la série temporelle, sauf pour les points *canal* et *rejet* de septembre où l'on a enregistré les plus faibles valeurs de la série temporelle. L'holoplancton domine largement le zooplancton en été (entre 71 et 98 %) et à l'automne (> 95 %) et est essentiellement caractérisé par les copépodes (> 94 %). La diversité spécifique de ce groupe est assez faible et composé en général de moins d'une dizaine d'espèce dont une seule peu représenter entre 40 et 70 % du peuplement. Les espèces dominantes sont comme souvent *Acartia clausi*, *Temora longicornis*, *Centropages hamatus*, *Euterpina acutifrons*, *Paracalanus parvus* et *Pseudocalanus elongatus*.

L'étude sédimentaire du benthos subtidal en 2009 n'a pu être réalisée qu'au printemps en 2009. Elle confirme toutefois la stabilité géographique du peuplement des cailloutis depuis 1992. Au large, ce peuplement reste fortement dominé par *Ophiothrix fragilis*. Dans sa partie côtière, la disparition de la moulière à *Mytilus edulis* perdure depuis 1990 ainsi que son remplacement par des Tuniciers, en particulier *Styela coriacea*, *Dendrodia grossularia* et *Molgula manhattensis*. Par ailleurs, le sédiment grossier de la partie côtière abrite de façon stable depuis 1990 un faciès côtier typique du peuplement des cailloutis à épibiose sessile. La transition avec les sables hétérogènes s'effectue de

façon assez tranchée depuis 1993 au niveau du point 16. Finalement, les résultats 2009 confirment aussi l'extension de *Crepidula fornicata* à l'ensemble de la zone côtière. Ceci constitue l'évolution la plus récente du système. Les fluctuations favorisent alternativement les espèces à tendance sabulicoles/gravellicoles et les espèces de cailloutis mais *C. fornicata* semble peu affectée par ces variations.

Au niveau du zoobenthos intertidal, le nombre d'idotés observé en 2009 est nettement supérieur aux ceux des années 2007 et 2008. La population d'idotés suit une évolution comparable à *Veulettes* et *St Valéry*. Toutefois, le site de *Veulettes* est caractérisé par un taux d'occupation deux fois plus faible qu'à *St Valéry* alors que la biomasse algale de ces deux sites est similaire. Le site témoin (*Veulettes*) et le site potentiellement impacté (*St Valéry*) ont une dynamique de population similaire avec des fluctuations périodiques de 2 ou 3 ans. Cette année, les densités importantes de *Sphaeroma serratum*, semblent avoir un léger impact négatif sur les densités d'*Idotea granulosa*, impact non observé lors des précédentes campagnes où les deux populations semblaient indépendantes et/ou paraissaient évoluer conjointement. Un éventuel phénomène de compétition pourrait avoir lieu concernant la ressource entre ces deux espèces proches taxonomiquement et écologiquement.

Les résultats 2009 de surveillance du phytobenthos intertidal montrent que les biomasses de *Fucus* sont généralement inférieures aux médianes pluriannuelles établies entre 1994 et 2008. Ces biomasses restent cependant dans la gamme de valeurs observées sur cette période à l'exception de *St Valéry* au printemps où la biomasse représente le nouveau minimum observé depuis 1994. Le développement de la fertilité a été normal de mars à septembre. Les pourcentages de fertilité en 2009 sont parmi les plus forts depuis le début de la surveillance.

La surveillance du compartiment halieutique indique une production annuelle de pêche en 2008 de 5260 tonnes sur le secteur proche de la centrale. Cette production, en augmentation par rapport à l'année précédente (6 %), est variable au cours de l'année. L'année 2008 est aussi caractérisée par un nombre de navires en baisse par rapport à l'année 2007. Fécamp reste par ailleurs le premier port d'exploitation du secteur proche du CNPE.

Préambule

Conformément à la **convention générale** passée entre **EDF** et **IFREMER** (référéncée sous le n° EDF C349C65050), trois documents contractuels sont établis par IFREMER pour chacun des cinq sites électronucléaires littoraux (Gravelines, Penly, Paluel, Flamanville) et estuariens (Le Blayais).

Ces documents sont :

- un **état d'avancement des travaux** réalisés au cours du premier semestre de l'année N, document remis au plus tard le 15 juillet suivant ;
- un **rapport final, version provisoire**, remis au plus tard le 31 janvier de l'année N + 1 ;
- un **rapport final**, version définitive, remis au plus tard le 31 mars de l'année N + 1.

En ce qui concerne la surveillance du CNPE de Paluel au cours de l'année 2009, l'état d'avancement a été adressé à EDF en juillet 2009.

Le rapport final (version finale), fait l'objet du présent document.

Dans le cadre de l'implantation de la centrale électronucléaire sur le littoral de la commune de Paluel (département de la Seine-Maritime) et du contexte législatif en vigueur, Electricité de France a confié à l'IFREMER les études écologiques et halieutiques du milieu marin environnant le site (fin 1974 à août 1977).

Auparavant, de juillet 1973 à juillet 1974, une étude écologique permettant d'évaluer la richesse floristique et faunistique du site a été réalisée par l'Université de Picardie, station d'études en baie de Somme.

L'étude de surveillance a débuté en 1977 soit 7 ans avant la mise en service de la centrale (1984).

A compter de 1994, le programme de surveillance a été allégé puisque l'étude du domaine pélagique est réalisée en trois points au lieu de quatre comme précédemment, le point *contrôle* étant abandonné.

Au cours de l'année 2009, les études réalisées sur le site de Paluel ont été menées sous la responsabilité de :

Elvire ANTAJAN, Ifremer LERBL, pour le zooplancton,

Dominique DAVOULT et **Aline MIGNE**, Station biologique de Roscoff, pour le benthos subtidal,

Pascal CLAQUIN, Université de Caen, pour le phytoplancton,

Chantal ABERNOT - LE GAC, Ifremer LERFBN pour le phytobenthos intertidal,

Antoine MEIRLAND, Gemel de Picardie, pour le zoobenthos intertidal,

Philippe MONBET – Ifremer LERFBN, pour l'hydrologie, la microbiologie et climatologie,

Emilie ROSTIAUX, **Jean-Paul DELPECH** et **Pascal RAULIN**, Ifremer RHBL, pour l'halieutique,

La coordination étant assurée par **Philippe MONBET**, coordinateur du site de Paluel.

Introduction

Pour réaliser l'étude d'environnement du site de Paluel, l'Ifremer fait appel aux compétences du laboratoire Municipal et Régional de Rouen pour les analyses du bore, au laboratoire Frank Duncombe de Caen pour les analyses microbiologiques, à la station marine de Roscoff (Université de Paris VI) pour l'étude du benthos subtidal et au GEMEL de Picardie pour le benthos intertidal.

Les résultats contenus dans ce rapport concernent donc :

- 1 – les généralités et la climatologie
- 2 – l'hydrologie
- 3 – la microbiologie
- 4 – le phytoplancton
- 5 – le zooplancton
- 6 – le benthos subtidal
- 7 – le zoobenthos intertidal
- 8 – le phytobenthos intertidal
- 9 – l'halieutique

Les chapitres 2 à 5 rassemblent les résultats des paramètres collectés lors des trois campagnes pélagiques. A cet effet le navire océanographique *NO Delphy* a été présent sur zone les 16 mars, 15 juin et 29 septembre 2009.

1. Généralités

Rédaction

Philippe Monbet (LERFBN & LERN)

Avec la collaboration de

Eric Le Gagneur (LERN)

Et les données de

Météo France (Carpiquet)

CNPE Paluel (EDF)

Banque Hydro (MEDD)

Seine Aval (Groupement d'intérêts publics)

1.1. Introduction

Dans le cadre de l'implantation de la centrale électronucléaire de Paluel, l'écosystème marin environnant a fait l'objet de différentes études scientifiques : **étude d'avant-projet** (1973-1974), **étude de projet** (1^{er} et 2^{ème} cycles, 1975-1977) et **études de surveillance** (depuis novembre 1981). Les objectifs de ces études étaient dans un premier temps de fournir à Electricité de France les contraintes d'ordre « écologique » intervenant au niveau du choix du site (étude d'avant-projet). Il s'agissait aussi de définir un état de référence avant l'implantation de la centrale (études de projet) ainsi que de permettre l'évaluation des fluctuations naturelles des principaux paramètres physico-chimiques du compartiment pélagique afin de détecter une éventuelle incidence du fonctionnement de la centrale sur le milieu marin (étude de surveillance).



Figure 1.1 : Situation géographique du centre de production d'électricité de Paluel

1.2. Géographie

La centrale de Paluel est située sur le littoral normand, au niveau de la valleuse de Sussette, entre Fécamp et Dieppe, sur le territoire de la commune dont elle porte le nom. Le littoral, orienté ENE/WSW, est bordé de hautes falaises et composé de bancs calcaires alternant avec des lits de silex. Les falaises du littoral Normand sont entaillées de valleuses au débouché desquelles les galets se sont accumulés et forment des cordons littoraux. On peut distinguer trois types fondamentaux d'estran :

- **L'estran profond** : ne découvrant pratiquement pas, il est situé dans les secteurs de pointes rocheuses (Etretat, Antifer),
- **L'estran de pied de falaises** : caractéristique du littoral haut-normand, il se trouve à Paluel. Devant la falaise s'étend un platier rocheux (de 200 m à 400 m de large) sur lequel les matériaux meubles ne se rencontrent en général qu'en pied de falaise sous la forme d'un cordon de galets plus ou moins développé mais le plus souvent de 10 à 20 m de large et de 1 m de haut,
- **L'estran d'accumulation** : situé au débouché des valleuses, son développement a souvent été favorisé par l'implantation d'ouvrages portuaires (Le Havre, Fécamp, St-Valery-en-Caux, Dieppe, Le Tréport). Le cordon de galets est alors bien formé avec une largeur de 40 à 50 m. Les sables et graviers font suite aux galets.

1.3. Géologie

A la fin de l'Ère Primaire (- 245 Millions d'Années), la majorité du territoire français est émergée, mais au cours de l'Ère Secondaire (- 245 à - 65 MA) plusieurs cycles d'immersion / émergence se sont succédés.

Pour la Normandie, le plus important de ces épisodes réside dans la *Mer de Craie* qui recouvra la région de - 97 à - 70 MA. Dans cette mer côtière peu profonde, sédimentèrent d'innombrables micro-organismes à test calcaire. Leur accumulation sera à l'origine d'une roche calcaire tendre : la craie, parfois appelé *Marne* dans la région (figure 1.2).

Dans cette mer vivaient aussi des organismes à test siliceux qui ont été à l'origine des rognons de silex enfouis dans la craie, qui constitue aujourd'hui l'ossature géologique de toute la Haute-Normandie, à l'exception du Pays de Bray, où une importante faille a permis la remontée des sédiments plus anciens et variés.

Plus récemment, à l'Ère Tertiaire (- 65 à - 2 MA) le phénomène le plus marquant est l'altération continentale : la craie est dissoute par les eaux de pluie, mais le silex et les argiles, inaltérables, forment un manteau brun ou rouge qui peut dépasser une vingtaine de mètres d'épaisseur.

Lors des deux derniers millions d'années, la calotte glaciaire est descendue à plusieurs reprises jusqu'au niveau des Pays-bas. Le climat de la Haute-Normandie était alors périglaciaire, avec une végétation de steppe. Les limons entraînés par les vents étaient alors à l'origine du Löss, de couleur jaune et d'une épaisseur d'une dizaine de mètres en Pays de Caux. A la fin du Tertiaire les cours d'eau s'enfonçaient dans le substrat meuble, creusant ainsi des vallées profondes, comme celle de la Seine.

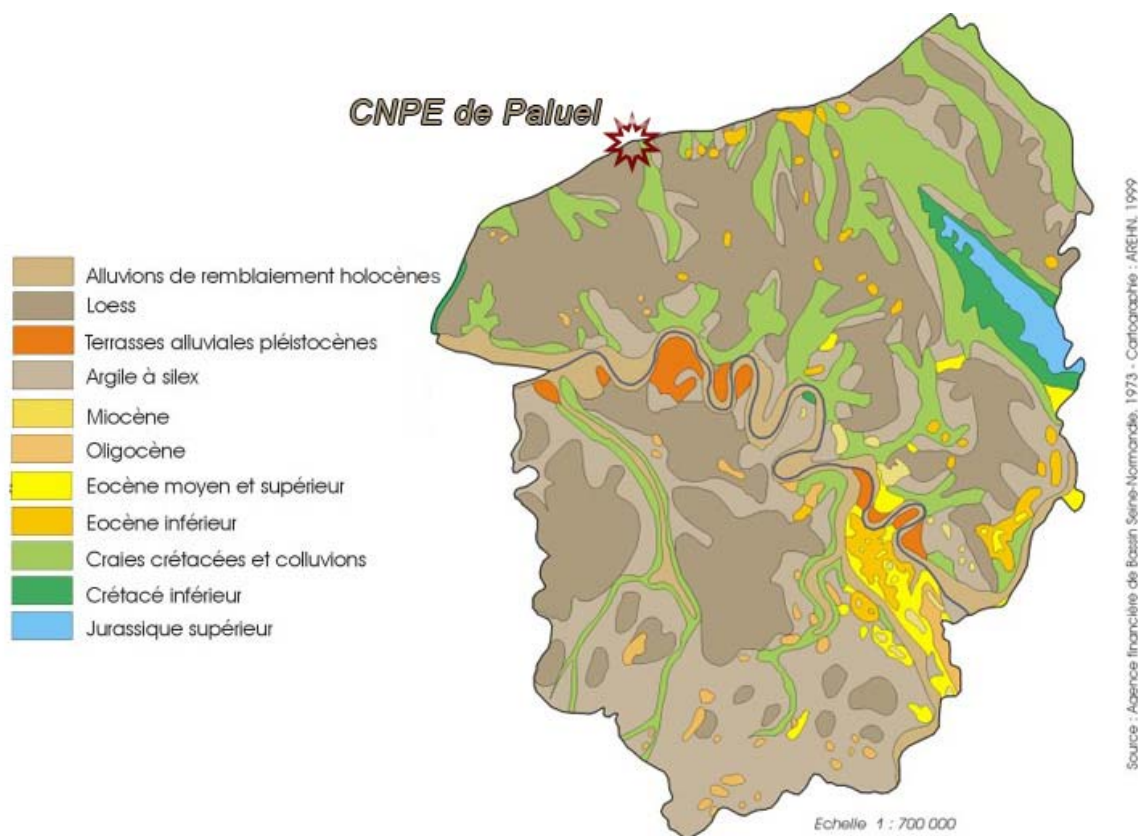


Figure 1.2 : carte géologique de la région 'Haute-Normandie'

Les sédiments marins aux alentours de la centrale de Paluel sont essentiellement composés de cailloutis et de graviers (figure 1.3). Entre Etretat et St Valéry-en-Caux se trouve le secteur où les sédiments sont les plus grossiers. De chaque côté, un gradient vers des sédiments plus fins s'établit, pouvant aller jusqu'aux vases dans l'embouchure de la Seine.

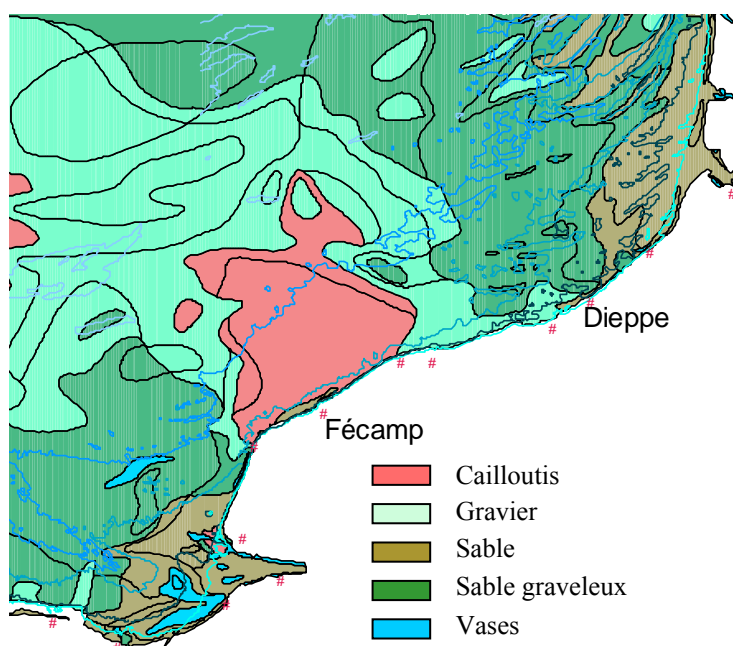


Figure 1.3 : caractéristiques des sédiments marins autour de la centrale de Paluel

1.4. Hydrographie continentale

Le faible développement du réseau hydrologique continental haut-normand est dû essentiellement à la perméabilité du sol, qui permet l'écoulement souterrain des eaux au lieu du ruissellement de surface. Seul le Pays de Bray possède un important réseau de surface qui se développe sur des assises géologiques imperméables (figures 1.4).

Le réseau hydrologique de Seine-Maritime est composé de petits effluents de la Seine et de fleuves côtiers de quelques dizaines de kilomètres se jetant dans la Manche. Ces rivières peuvent avoir un parcours de surface si les couches géologiques imperméables le permettent, ou en partie souterraines, si la craie affleure. Ce phénomène donne naissance aux vallées sèches.

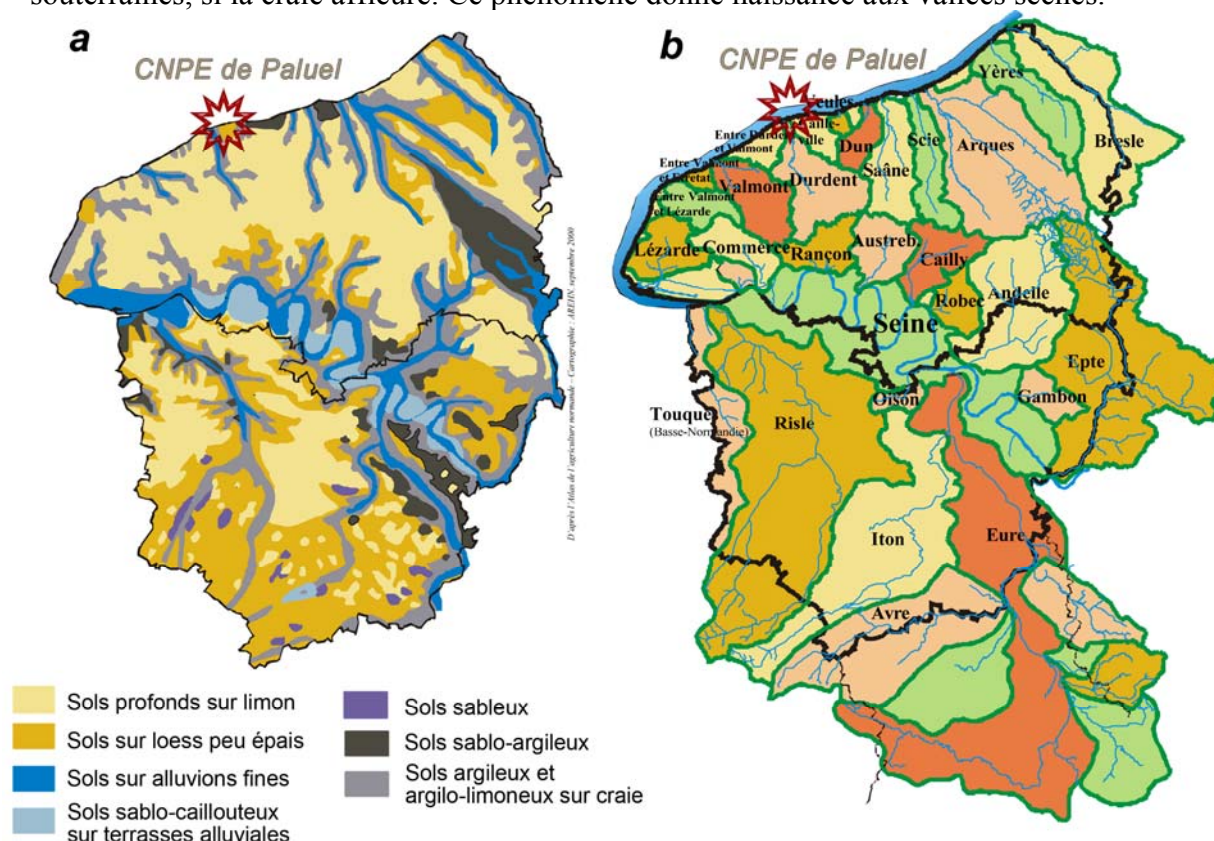


Figure 1.4 : Nature du sol (a) et fleuves et bassins versants (b) de la de la région Haute-Normandie

1.5. Hydrographie marine

1.5.1. Marées

La marée est de type semi-diurne. À *Saint-Valéry-en-Caux*, ses caractéristiques sont les suivantes :

Type de marée	Coefficient	Côte de P.M.	Côte de B.M.
Vive-eau moyenne	95	8,6 m	0,7 m
Marée moyenne	70	8,4 m	1,6 m
Morte-eau moyenne	45	7,6 m	2,2 m

Tableau 1.1 : Les marées à *St-Valéry-en-Caux*

1.5.2. Courants

On distingue les courants périodiques et les courants apériodiques. Les courants périodiques sont essentiellement les courants de marée alternatifs et parallèles à la côte (Figure 1.6.). Le flot, d'une durée moyenne de 5 heures, porte vers le N-NE à une vitesse de 0,5 à 1 m/s (soit 1 à 2 nœuds).

Le jusant, d'une durée approximative de 7 heures, porte vers le W-SW avec une vitesse inférieure, de 0,4 à 0,6 m/s. La renverse de pleine mer a lieu en vive eau à PM -30 min, celle du jusant à PM -5 h 30. De ce fait, le flux net au cours d'un cycle de marée est celui d'un déplacement des masses d'eau vers le N-NE dans le sens du flot. Ce déplacement est dû au courant de marée provenant de l'Atlantique et qui prend une vitesse importante au-delà de Cherbourg. Vers Fécamp, la vitesse du courant augmente et atteint 1,2 m/s pendant le flot et 0,9 m/s pendant le jusant (Figure 1.5).

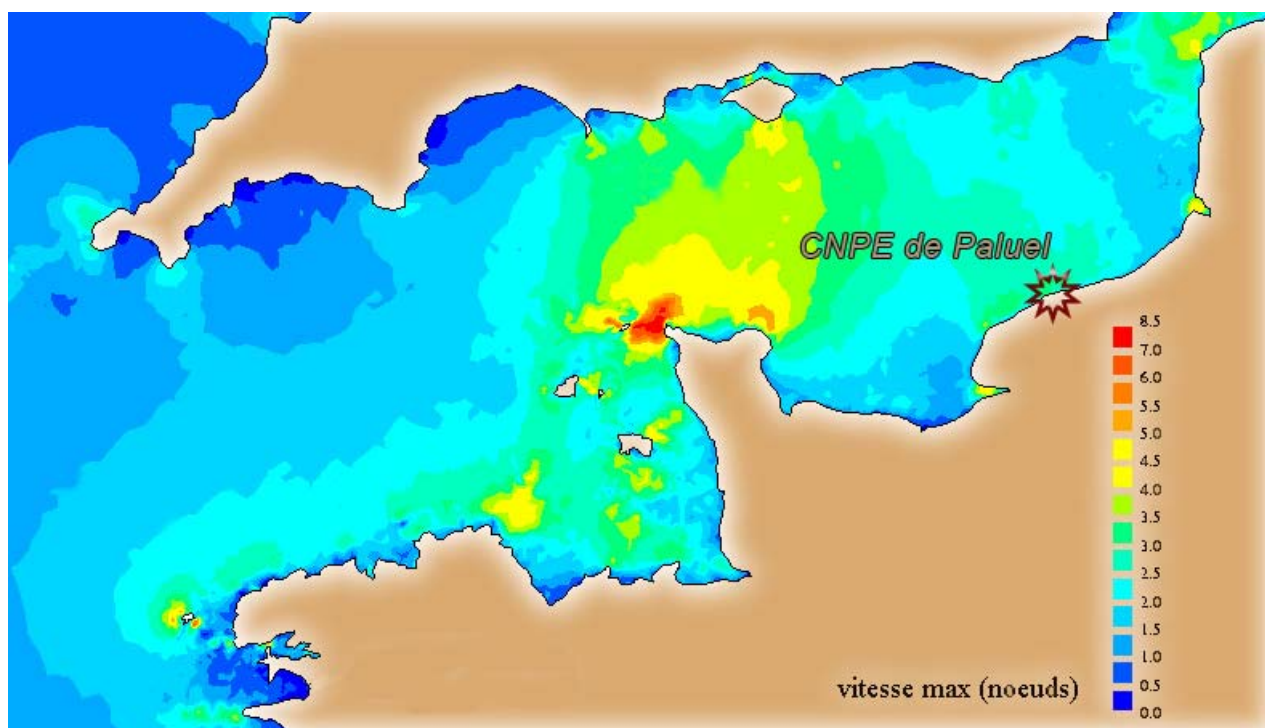


Figure 1.5 : Vitesse de courants de marée maximal en Manche (Source SHOM)

Les courants apériodiques sont essentiellement dus à l'action prolongée d'un régime de vents stables entraînant les masses d'eau. Ainsi une période de vent d'ouest durable crée un courant portant à l'est tandis qu'une période de vent de nord-est crée un courant portant au sud-ouest. Ces courants de dérive dus au vent peuvent atteindre 2 à 5 % de la vitesse du vent.

Un des traits majeurs des cycles d'étude précédant l'installation de la centrale était d'avoir mis en évidence l'influence des eaux issues de la baie de Seine. Si cette influence est certaine par l'action du *fleuve côtier*, elle est cependant irrégulière (Brylinski *et al.*, 1991).

1.5.3. Apports telluriques

La *Durdent*, petit fleuve côtier de faible débit irrégulier, se jette à l'ouest du site (Figure 1.4). Les arrivées d'eau douce au niveau de Fécamp sont généralement très faibles, mais ne doivent pas être sous-estimées. Elles peuvent engendrer des pollutions anthropiques provenant du port ou de la station d'épuration de St-Valery-en-Caux, surtout quand les vents sont du secteur nord.

1.6. Climatologie

1.6.1. Le climat en Haute-Normandie

Trois influences principales peuvent se manifester dans la région 'Haute-Normandie' (figure 1.6).

- L'influence maritime : plus marqué dans le Pays de Caux et le nord-ouest de l'Eure, avec un climat doux et humide, des hivers modérément froids et des étés tempérés.
- L'influence continentale : essentiellement au nord-est de la Seine et de manière moins classique, sur une frange littorale qui va du Tréport à Fécamp. C'est dans cette zone qui se trouve la centrale de Paluel. L'amplitude thermique est plus importante qu'ailleurs : hiver plus froid et été plus chaud.
- L'influence méridionale : remontant du sud-est de l'Eure jusqu'à Rouen.

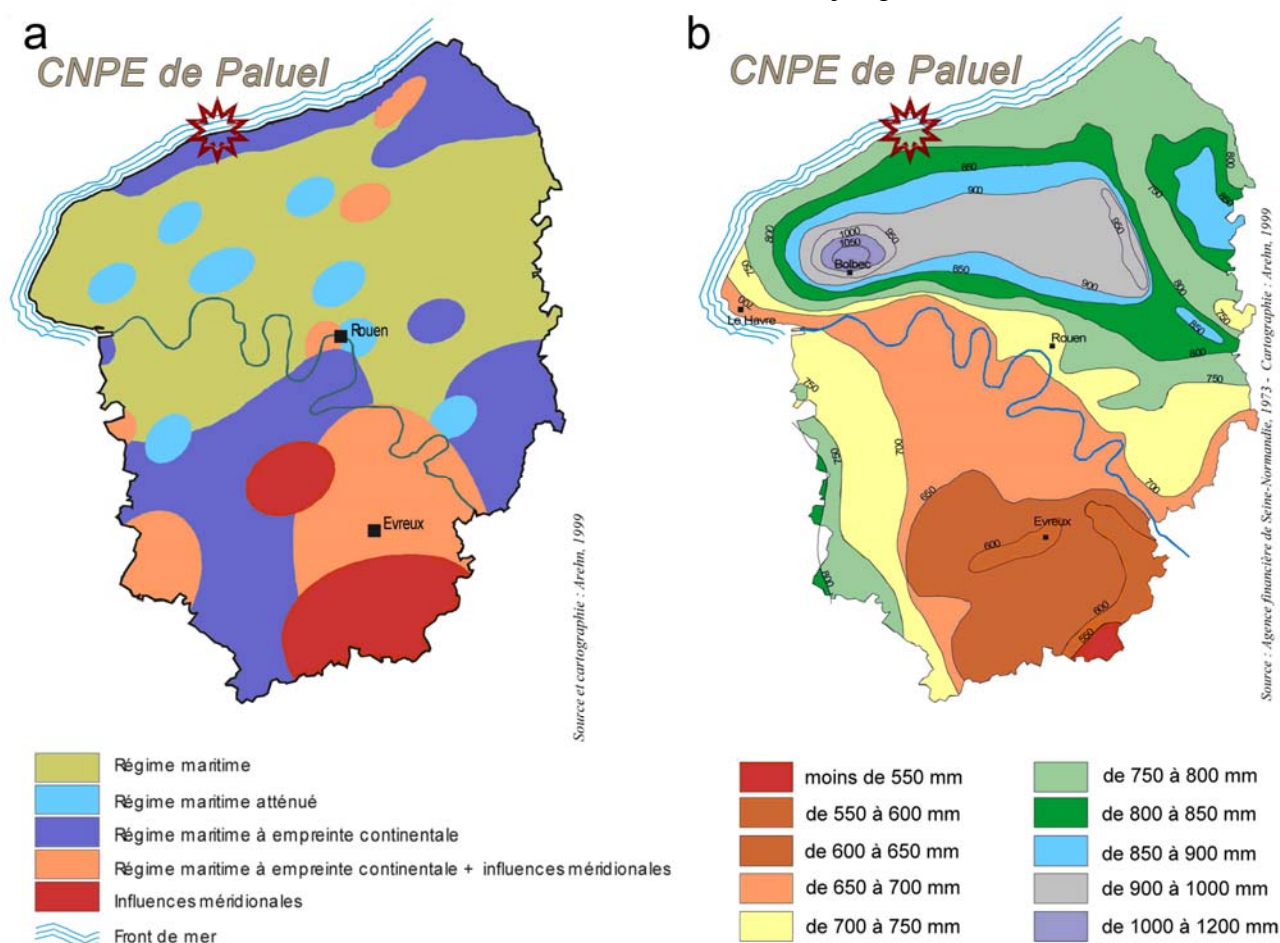


Figure 1.6 : Situation climatologique (a) et pluviométrie moyenne annuelle (b) de la région Haute-Normandie sur 30 ans

La région Haute-Normandie est caractérisée par de larges écarts de précipitations. Le secteur de Bolbec (Seine Maritime) est caractérisé en moyenne par 1100 mm de précipitations par an, tandis qu'au sud-est de l'Eure, seulement 500 mm par an sont enregistrés (figure 1.6). Cette dernière valeur est l'une des plus faibles de France, à égalité avec la Côte d'Azur. Les régions les plus fréquemment touchées par des forts événements pluvieux sont le Bec-de-Caux et le Lieuvin.

1.6.2. Pluviométrie

A Dieppe depuis 1950, la quantité de pluie annuelle cumulée présente des variations avec des cycles de 3 à 5 ans (figure 1.7). Ces cycles, mieux représentés par la moyenne mobile sur 5 ans, semblent mettre en évidence une augmentation de leur fréquence sur les derniers quinze années. Le niveau global des précipitations en 2009 est de 705 mm. A titre comparatif, le niveau des pluies cumulées en 2008 était de 891 mm.

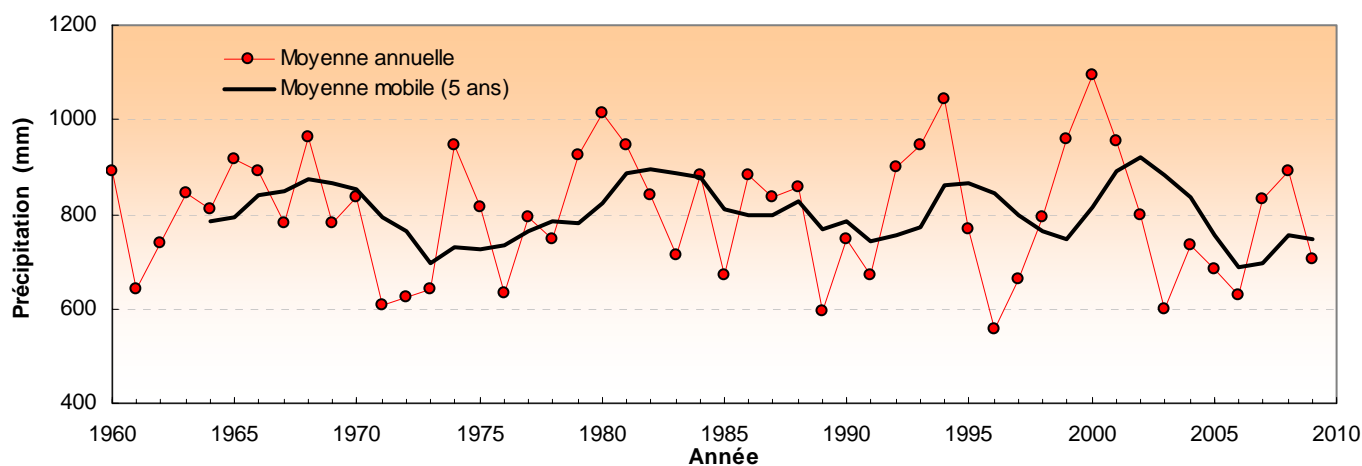


Figure 1.7 : Pluie moyenne annuelle à Dieppe depuis 1960 et moyenne mobile sur cinq ans

La moyenne de précipitations annuelles entre 1960 et 2009 est de 798 mm. L'écart des valeurs annuelles à cette moyenne montre que la période 1999-2002 a été excédentaire. De 2003 à 2006 ce bilan est déficitaire, et ce n'est qu'à partir de 2007 qu'il redevient positif (figure 1.8). Finalement en 2009, il existe un déficit pluviométrique. Il est de l'ordre de 93 mm.

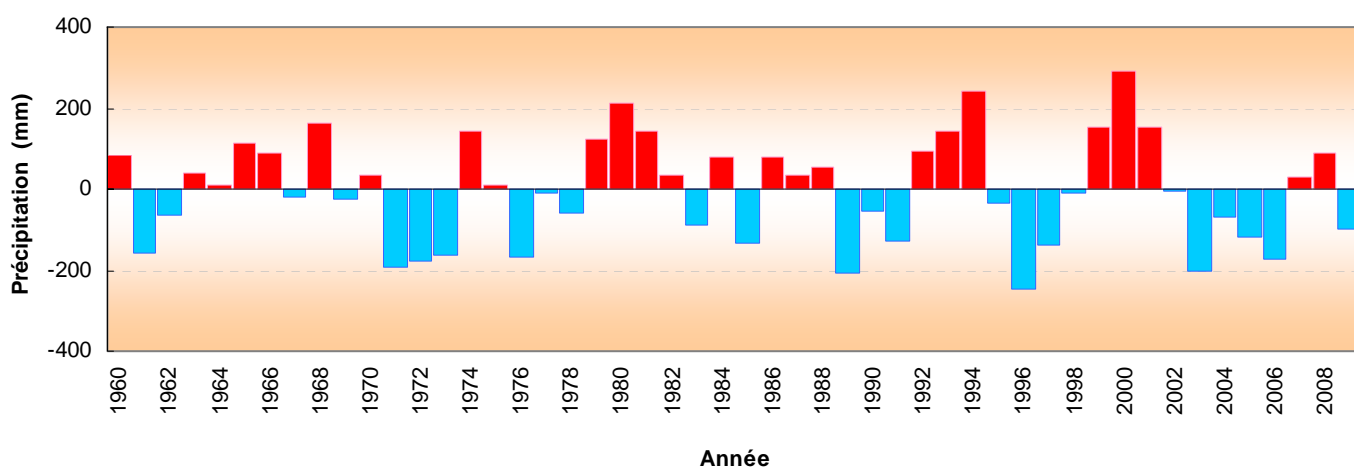


Figure 1.8 : Écarts annuels de pluie à la moyenne 1960-2009

Le découpage des précipitations par périodes quinquennales présente une alternance des cycles qui oscillent autour de la moyenne, suivi d'une augmentation générale des valeurs à partir des années 1975 (figure 1.9) avec une faible décroissance depuis 1980. Les périodes décennales marquent davantage cette tendance.

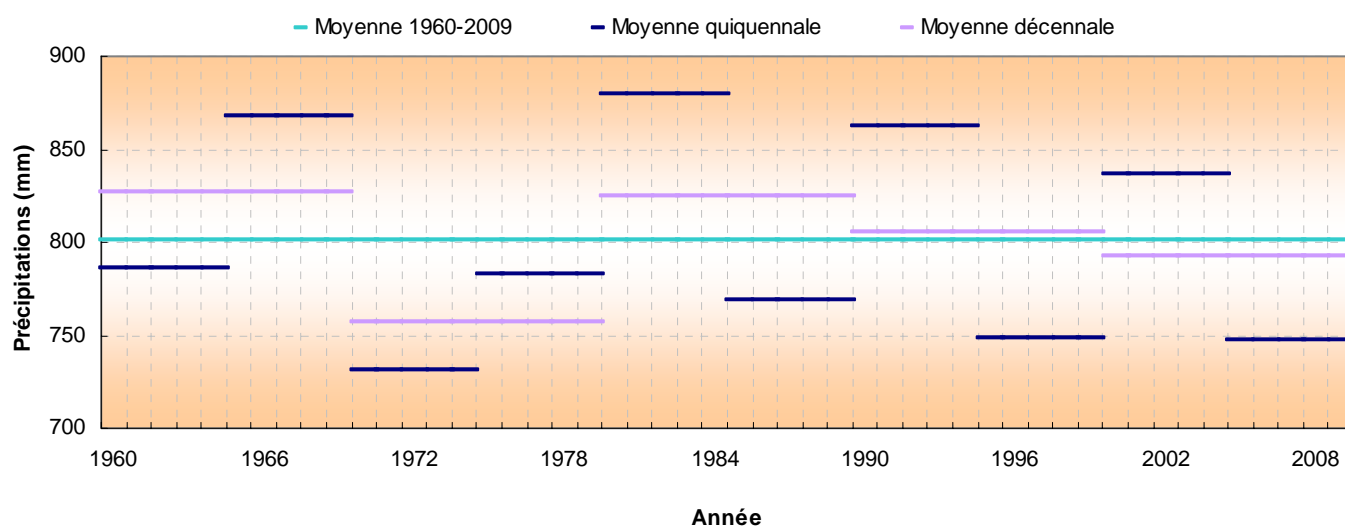


Figure 1.9 : Valeurs moyennes de précipitations à Dieppe par période quinquennale (trait bleu) et décennale (trait mauve). Le trait vert représente la moyenne sur la période 1960-2009

L'ensemble de l'année 2009 est caractérisée par des cumuls pluviométriques mensuels inférieurs à la moyenne 1960-2008. En 2009, les cumuls moyens mensuels de précipitations sur la période 1960-2009 sont relativement stables de janvier à juillet. En août, les précipitations diminuent fortement avant de réaugmenter à partir du mois de septembre jusqu'en novembre où elles sont très importantes. En décembre, les niveaux sont proches de la moyenne 1960-2008 (figure 1.10).

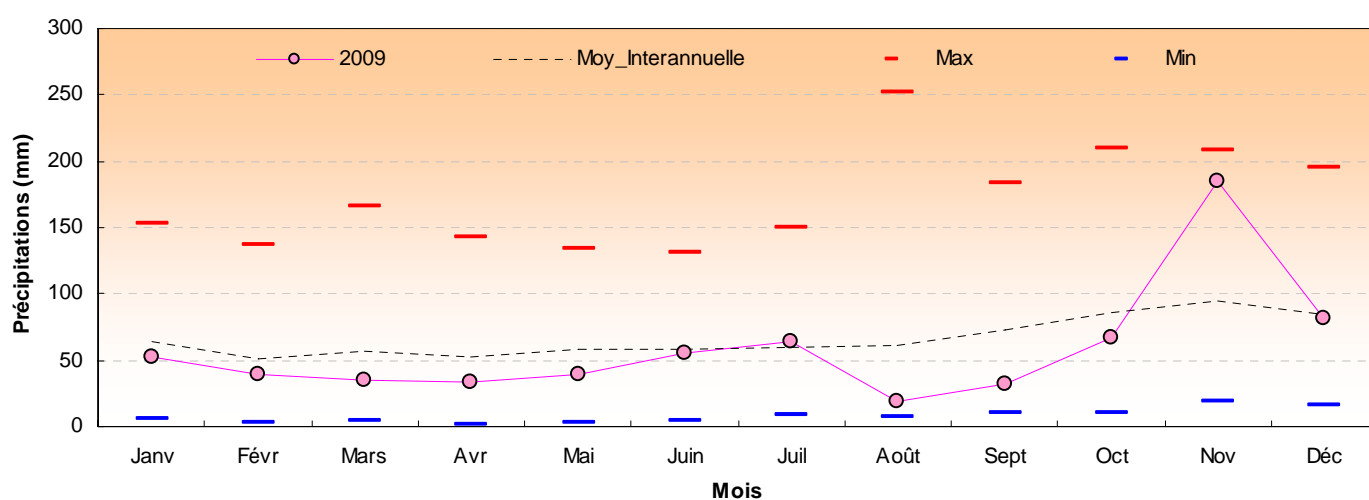


Figure 1.10 : Hauteur de précipitations mensuelles à Dieppe en 2009 et au cours de la période 1960-2008

1.6.3. Température de l'air

Les températures moyennes annuelles enregistrées à Dieppe depuis 1960 présentent des cycles irréguliers avec une nette tendance à la hausse depuis 1988 (figure 1.11). La moyenne mobile sur cinq ans exprime plus clairement la tendance évolutive de ce paramètre lors des vingt dernières années. La température moyenne annuelle de 2009 a été de 11,10°C.

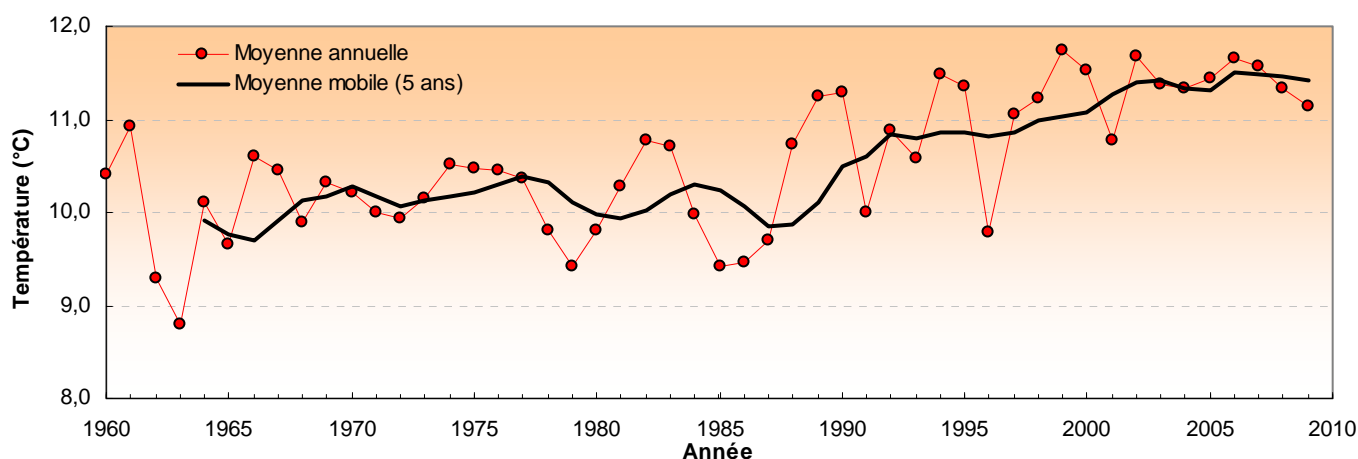


Figure 1.11 : Température moyenne annuelle à Dieppe depuis 1960 et moyenne mobile sur cinq ans

Cette évolution est clairement mise en évidence par les écarts des valeurs annuelles à la moyenne générale de la période 1960-2009 (figure 1.12), où depuis 1988, seule les années 1991 et 1996 ont été en dessous de la moyenne. L'écart à la moyenne est de 0,6 °C en 2009.

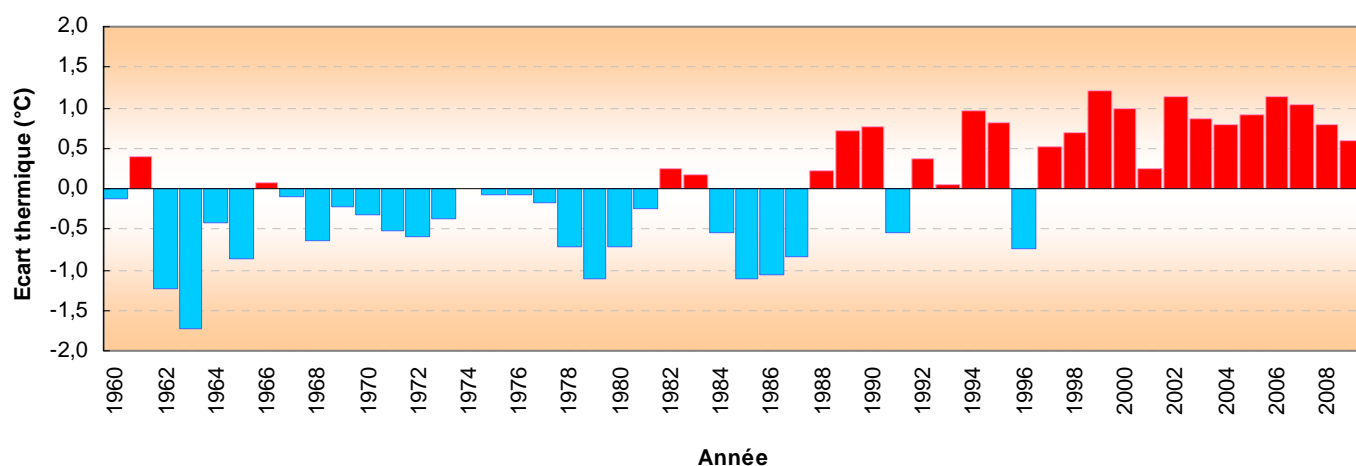


Figure 1.12 : Écarts annuel de température à la moyenne 1960-2009

L'évolution des découpages en périodes quinquennales ou décennales met en évidence l'augmentation moyenne de la température à partir des années 1990 (figure 1.13). A partir de cette date, les moyennes quinquennales et décennales deviennent supérieures à la moyenne établie sur la période 1960-2009.

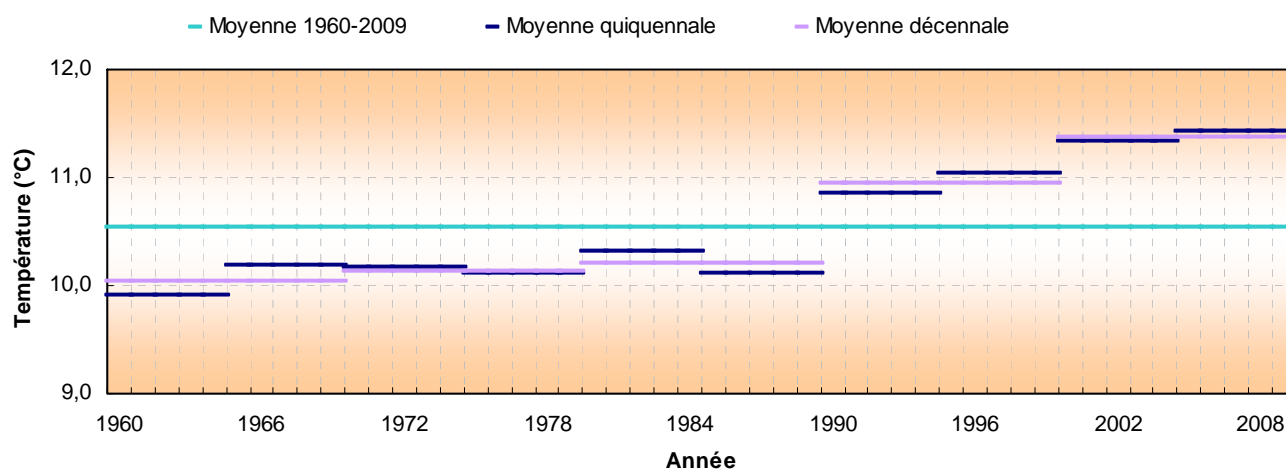


Figure 1.13 : Valeurs moyennes de température de l'air à Dieppe par période quinquennale (trait bleu) et décennale (trait mauve). Le trait vert représente température moyenne de la période 1960-2009

En 2009, l'hiver a été plutôt frais avec des températures qui se situent en-dessous de la moyenne établie sur la période 1960-2008 (figure 1.14). Les températures restent ensuite au-dessus de cette moyenne le reste de l'année.

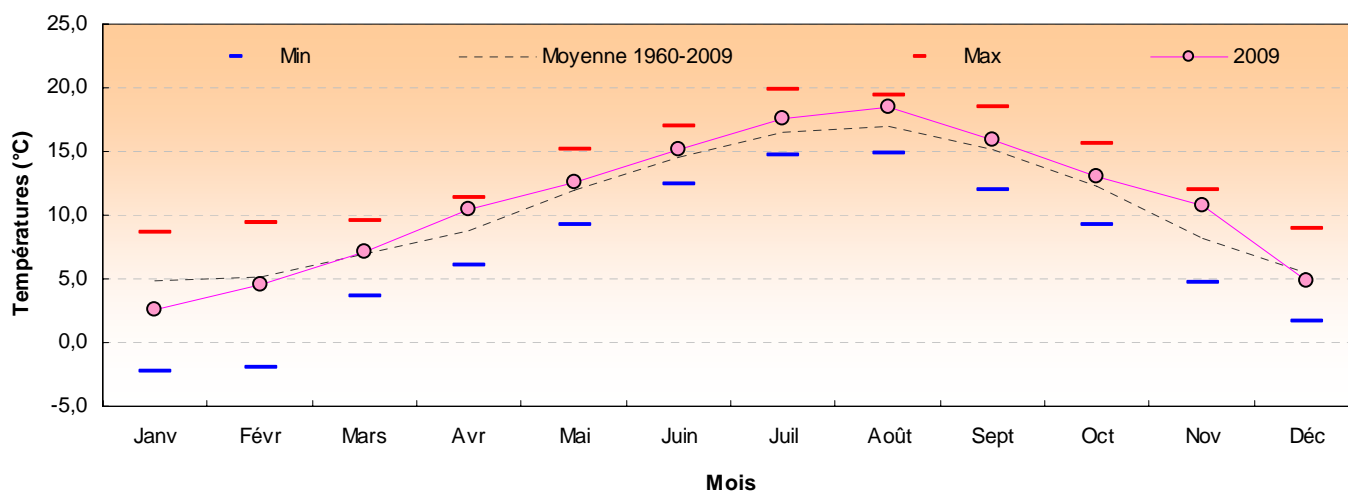


Figure 1.14 : Température moyenne mensuelle de l'air à Dieppe en 2009 et au cours de la période 1960-2008

1.6.4. Débit de la Seine et la Durdent

Le maximum hivernal du débit de la Seine se situe au mois de Février au lieu du mois d'avril pour l'année précédente (figure 1.15a). L'ensemble des débits observés en 2009 sont généralement en dessous de moyenne établie sur la période 1941-2008. Ceci est en accord avec le déficit pluviométrique qui caractérise l'année 2009.

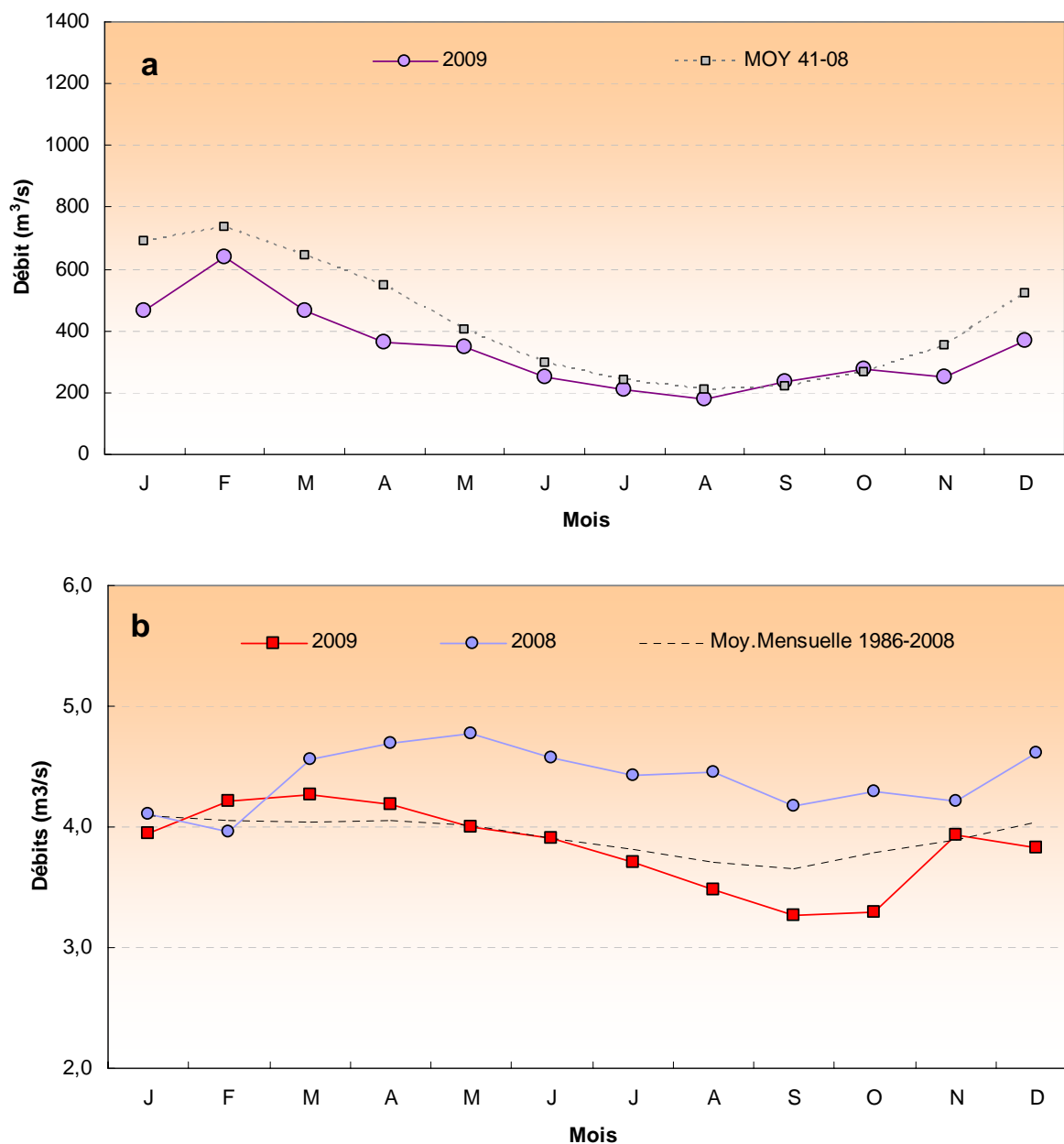


Figure 1.15 : Débit mensuel moyen de : a) la Seine à Vernon en 2009 et moyenne de la période 1941-2008, b) la Durdent à Vittefleury en 2009, 2008 et moyenne de la période 1986-2008

De 2006 à 2008, les débits de la Durdent étaient en augmentation, dépassant généralement les valeurs moyennes établies après 1986. En 2009, le débit de la Durdent est généralement inférieur à celui de 2008. Les valeurs sont proches de la moyenne 1986-2008 sauf en septembre et octobre où elles restent nettement déficitaires.

1.7. Fonctionnement de la centrale lors des campagnes pélagiques

La centrale de Paluel, située près de la ville de Saint Valéry-en-Caux, produit de l'énergie électronucléaire à l'aide de quatre tranches de 1 300 MW chacune. La source froide des réacteurs est assurée par la circulation de l'eau de mer dans les condenseurs. Cette eau de mer est pompée dans le canal d'amenée et rejetée en mer à l'aide de canalisations souterraines. Ces canaux aboutissent à une bouche de rejet située en mer à environ 800 m du canal d'amenée.

En dehors des arrêts de deux ou trois jours, un arrêt de fin avril à début août a eu lieu sur la tranche 1. La tranche 2 a été arrêtée de mi-septembre à fin novembre. La production d'électricité a été stoppée sur la tranche 3 de fin janvier à fin mai et aussi de fin septembre à fin décembre. Finalement la tranche 4 a été arrêtée dans le courant du mois de juin (figure 1.16 et 1.20).

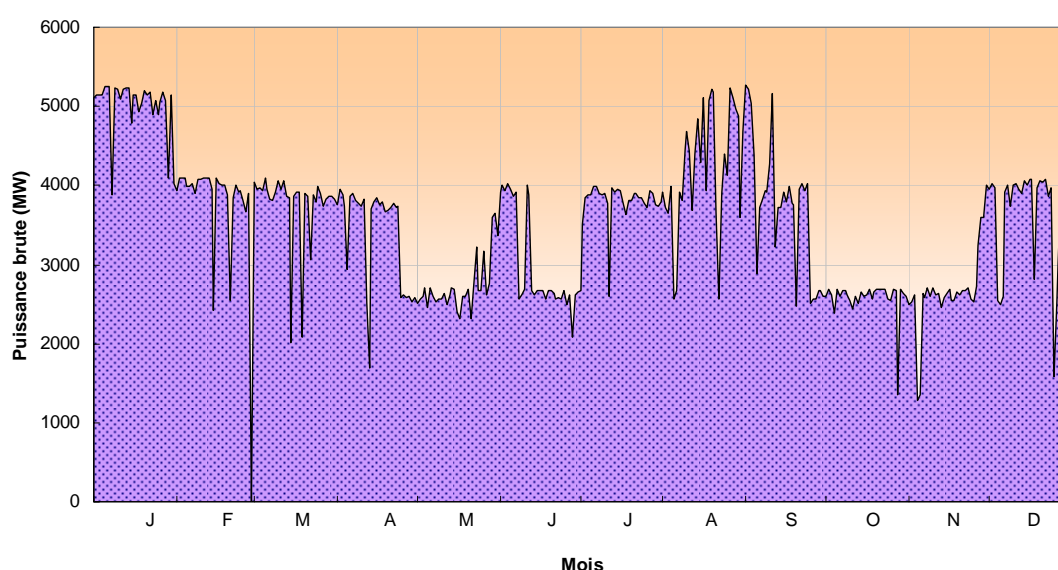


Figure 1.16 : Puissance brute des quatre tranches de la CNPE de Paluel au cours de l'année 2009

EDF effectue un relevé quotidien de la température de l'eau de mer pompée aux canaux d'amenée et à la sortie de chacun des quatre échangeurs. Les températures retenues chaque mois pour les figures correspondent à celle de la canalisation qui présente la moyenne la plus faible. Cependant, très peu d'écart sont constatés entre les températures de deux canaux (figure 1.17).

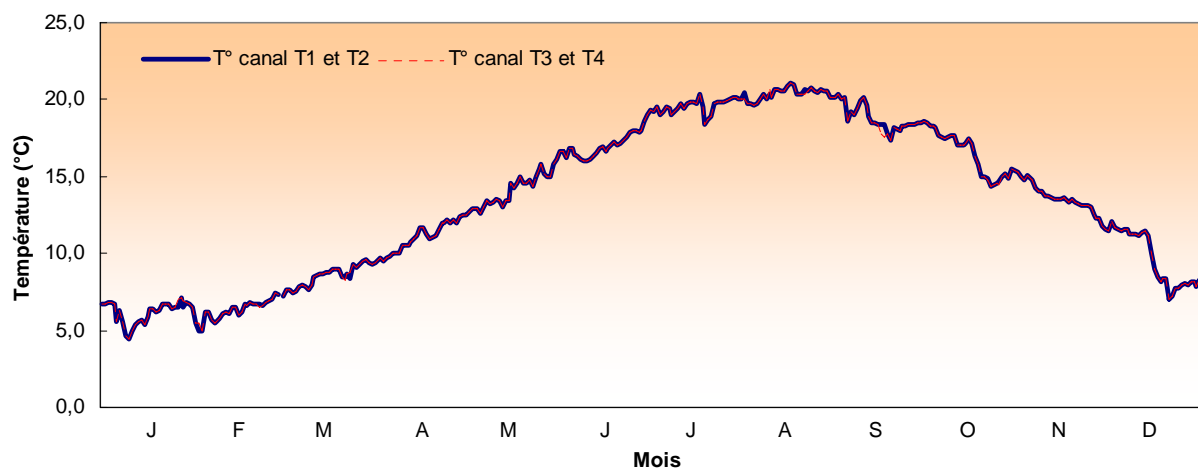


Figure 1.17 : Températures relevées par l'EDF quotidiennement sur chacun des deux canaux d'amenée

La figure 1.18 présente la température journalière enregistrée au canal d'amenée, comparée à la moyenne des températures journalières enregistrées depuis 1991. Les températures maximales et minimales sont respectivement présentées par un trait bleu et rouge.

La température observée au cours des deux premiers mois de l'année 2009 est inférieure à la moyenne. Ensuite, la température du canal reste généralement supérieure à la moyenne. En 2009, elle dépasse occasionnellement les températures maximales observés jusqu'en 2008 en mai et juin.

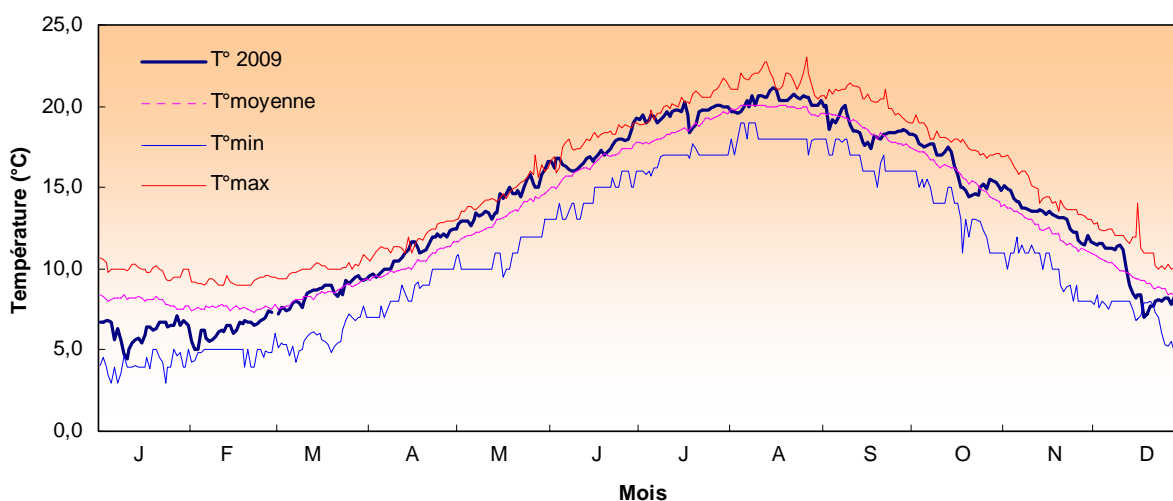


Figure 1.18 : Évolution de la température journalière (à 16 h) de l'eau de mer dans le canal d'amenée du CNPE de Paluel au cours de l'année 2009 et moyenne journalière sur la période 1991-2008

Les valeurs des températures de l'air mesurées à Dieppe (Météo France) et celles de l'eau de mer fournies par EDF montrent une évolution similaire (figure 1.19). Cette évolution est mise également en évidence grâce à la régression linéaire obtenue entre les températures de l'air et de l'eau de mer (figure 1.19).

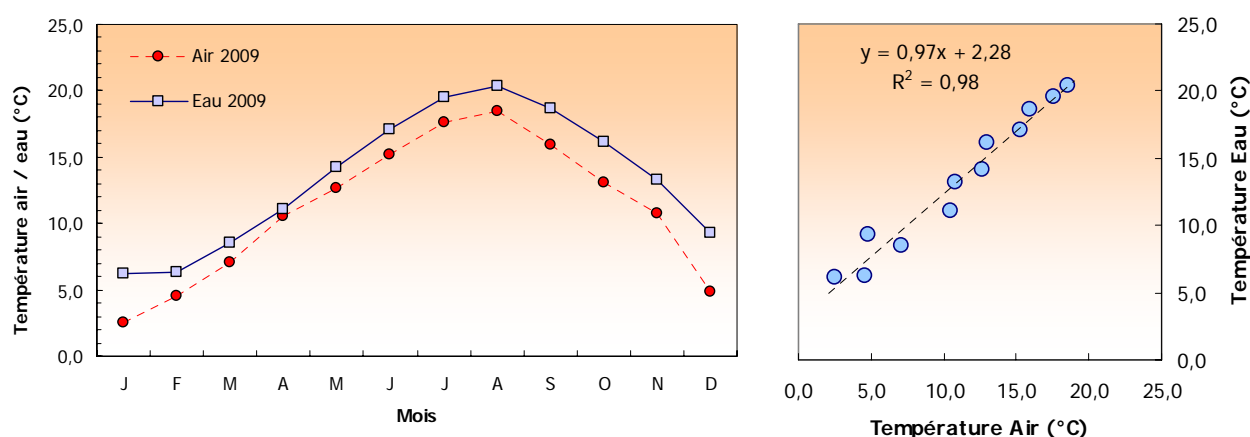


Figure 1.19 : Évolution des températures moyennes mensuelles de l'air à Dieppe et de l'eau de mer au canal d'amenée en 2009 au CNPE de Paluel

Le passage de l'eau du canal d'amenée dans le circuit secondaire des condenseurs produit une augmentation de la température de cette eau, qui est ensuite rejetée dans la canalisation de rejet.

L'augmentation de la température à la sortie de chaque condenseur est présentée dans la figure 1.20. Chaque descente du trait rouge vers la température du canal représente une diminution de la puissance produite par le réacteur ou de son arrêt total si les deux traits coïncident.

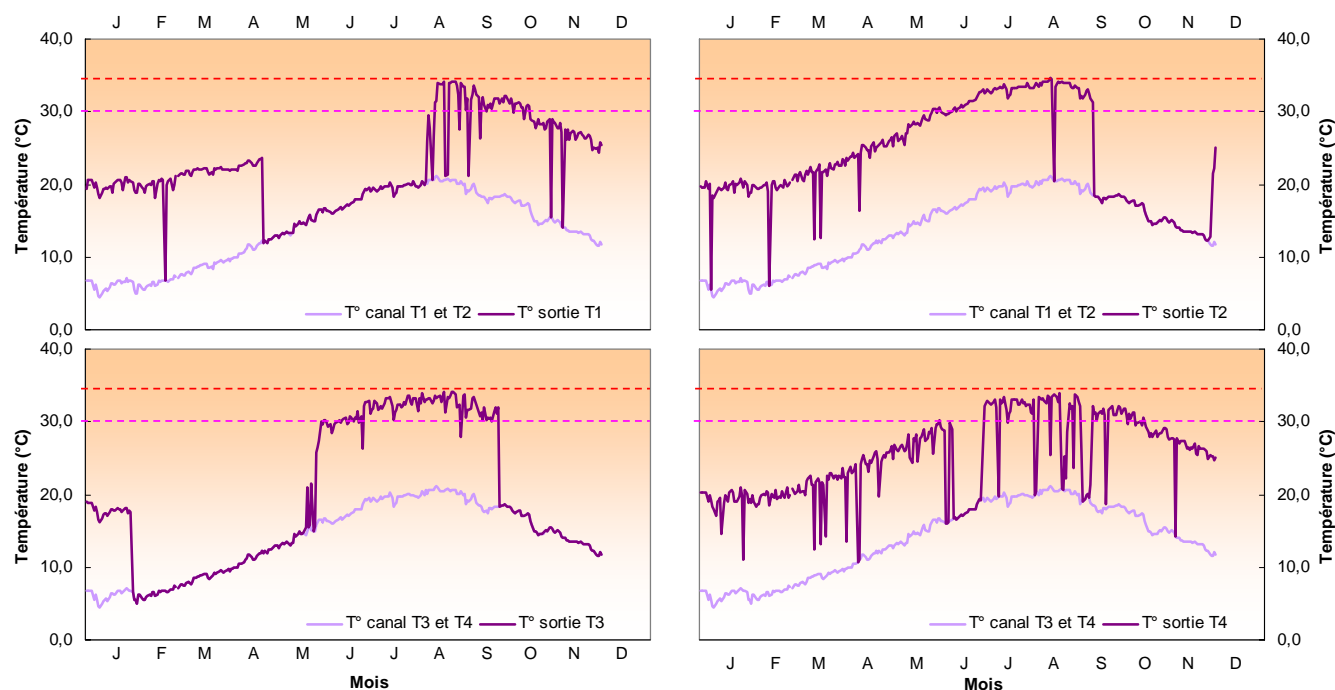


Figure 1.20 : Températures journalières de l'eau de mer à l'entrée du canal d'amenée et à la sortie des condenseurs pour chacune des quatre tranches du CNPE de Paluel en 2009

L'écart de température journalier moyen entre la sortie de chaque condenseur et l'eau du canal d'amenée est présenté sur la figure 1.24. Les variations de cet écart thermique sont similaires à celles de la puissance brute produite (figure 1.16).

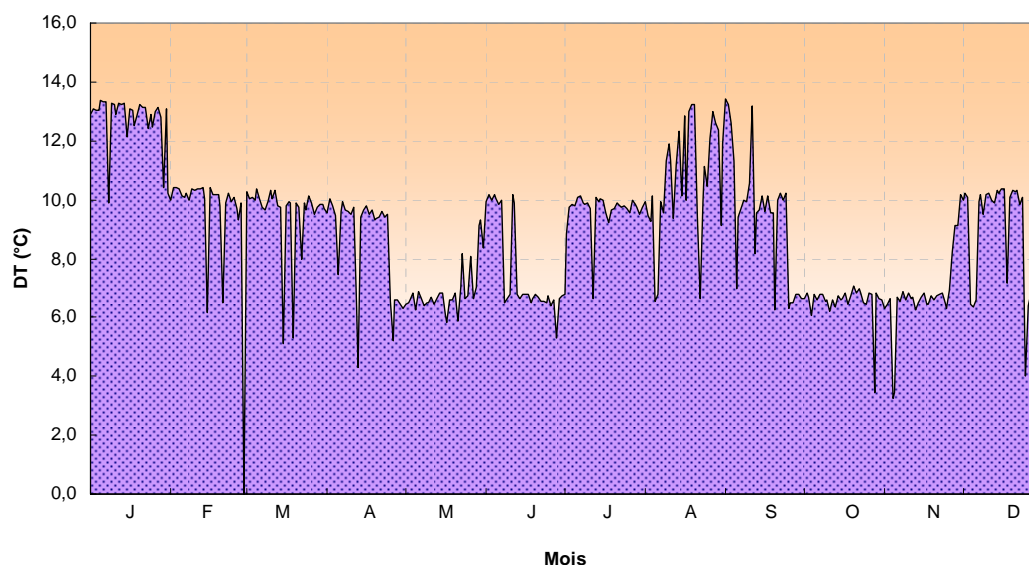


Figure 1.21 : Écart journalier moyen de température entre la sortie des quatre condenseurs et les canaux d'amenée au cours de l'année 2009

La figure 1.22 présente les quantités de chlore utilisées pour le traitement des canalisations de rejets par mois.

Mois	Tranches			
	T1	T2	T3	T4
Avril				16700
Mai		81400	2550	79300
Juin		81500	20600	75800
Juillet		83500	54200	62700
Août	4780	82100	41300	67100
Septembre	35300	23500	24300	76900
Octobre	71100		21600	77600
Novembre	70500		3990	76700
Décembre	74400	25600		78800
Total/tranche	256080	377600	168540	611600
Total	1413820			

Tableau 1.2 : Quantités de chlore (kg) utilisées par tranche et par mois pour le traitement *antifouling* des canalisations de rejets

En 2009, les processus de chloration débutent dès le mois d'avril sur la tranche 4. Les quantités mensuelles utilisées sont comprises entre 2,5 et 83,5 T et la quantité annuelle atteint 1413 T.

1.8. Travaux réalisés par l'Ifremer

La liste de l'ensemble de travaux réalisés pour la surveillance écologique et halieutique en 2009 est présentée dans le tableau 1.2.

Discipline	Station	Paramètres étudiés	Réplicat	Dates
DOMAINE PELAGIQUE				
Hydrologie	Canal d'amenée (CA) surface [49° 51,740 N 00° 37,834 E]	Température	1xCA surf, RJ surf	16 mars
		Salinité	1xREF surf, 1/2Z	
		NH ₄ , NO ₃ +NO ₂		
Phytoplancton	Rejet (RJ) surface [49° 52,096 N 00° 37,894 E]	MES	1xCA surf, RJ surf 1xREF surf	15 juin
		Bromoforme	1xCA surf, RJ surf 1xREF surf	
		Bore	1xCA surf, RJ surf 1xREF surf	
Microbiologie	Référence (REF) surface et profondeur [49° 51,740 N 00° 37,834 E]	Chlorophylle <i>a</i>	1xCA surf, RJ surf 1xREF surf, 1/2Z	29 septembre
		Abondance	1xCA surf, RJ surf 1xREF surf, 1/2Z	
		Production primaire	3xCA surf, RJ surf 3xREF surf, 1/2Z	
Zooplancton	mi	Germes totaux	1xCA surf,	
		Germes revivifiables	2xRJ surf	
		Vibrions halophiles	2xREF surf	
		Biomasse poids sec		
		Biomasse carbone	1xCA, RJ et REF	
		Biomasse azote		
		Abondance	1xCA surf, RJ surf REF surf	
DOMAINE BENTHIQUE				
Benthos subtidal	Point 1 Point 2 Point 6 Point 16 Point HZ	Granulométrie Abondance benthos	30 L/point	19 mars Pas mission en automne pour raison météorologique
Zoobenthos intertidal	St Valery-en-Caux Veulettes-sur-mer	Abondance Idotées Abondance benthos Biomasse <i>Fucus</i> <i>vesiculosus</i>	16x St Valery 16xVeulettes	26 juin 27 juillet
Phytobenthos intertidal	St Valery-en-Caux Veulettes-sur-mer Val Martin	Biomasse <i>Fucus sp.</i> Fertilité <i>Fucus sp.</i>	10xSt Valery 10xVeulettes 10xVal Martin	9-10 mars 17-18 septembre
DOMAINE HALIEUTIQUE				
Halieutique	Criée Fécamp Affaires Maritimes	Nbre bateaux Fécamp Tonnage débarqué Mois/métier bateaux	Étude sur l'année n-1 (2008)	

Tableau 1.3 : Ensemble des travaux réalisés lors des campagnes de surveillance 2009

2. Hydrologie

Rédaction

Philippe Monbet

(LERFBN & LERN)

Prélèvements et Analyses

Elvire Antajan

(LERB)

Frank Maheux

(LERN)

Sylvaine Françoise

(LERN)

Vincent Justome

(LERN)

Laure Lamort

(LERN)

Olivier Pierre-Duplessix

(LERN)

Emilie Rabiller

(LERN)

Aurore Jolivet

(LERN)

2.1. Méthode

2.1.1. Prélèvements

Conformément à la stratégie mise en place pour le site de Paluel, les travaux de surveillance ont été réalisés autour de la pleine mer et par coefficients de mortes eaux les 16 mars, 15 juin et 29 septembre 2009 à bord du navire océanographique *NO DELPHY*.

Les points échantillonnés (figure 2.1) ont été les suivants :

- le point *canal* (situé à l'entrée du canal d'amenée de la centrale),
- le point *rejet* (situé dans les turbulences du rejet),
- le point *référence* (situé au large, au-delà de la zone d'influence de la centrale).

Un prélèvement d'eau de surface a été effectué à chaque point. Ces prélèvements ont été complétés par un échantillonnage d'eau supplémentaire à mi-profondeur sur le point *référence*.

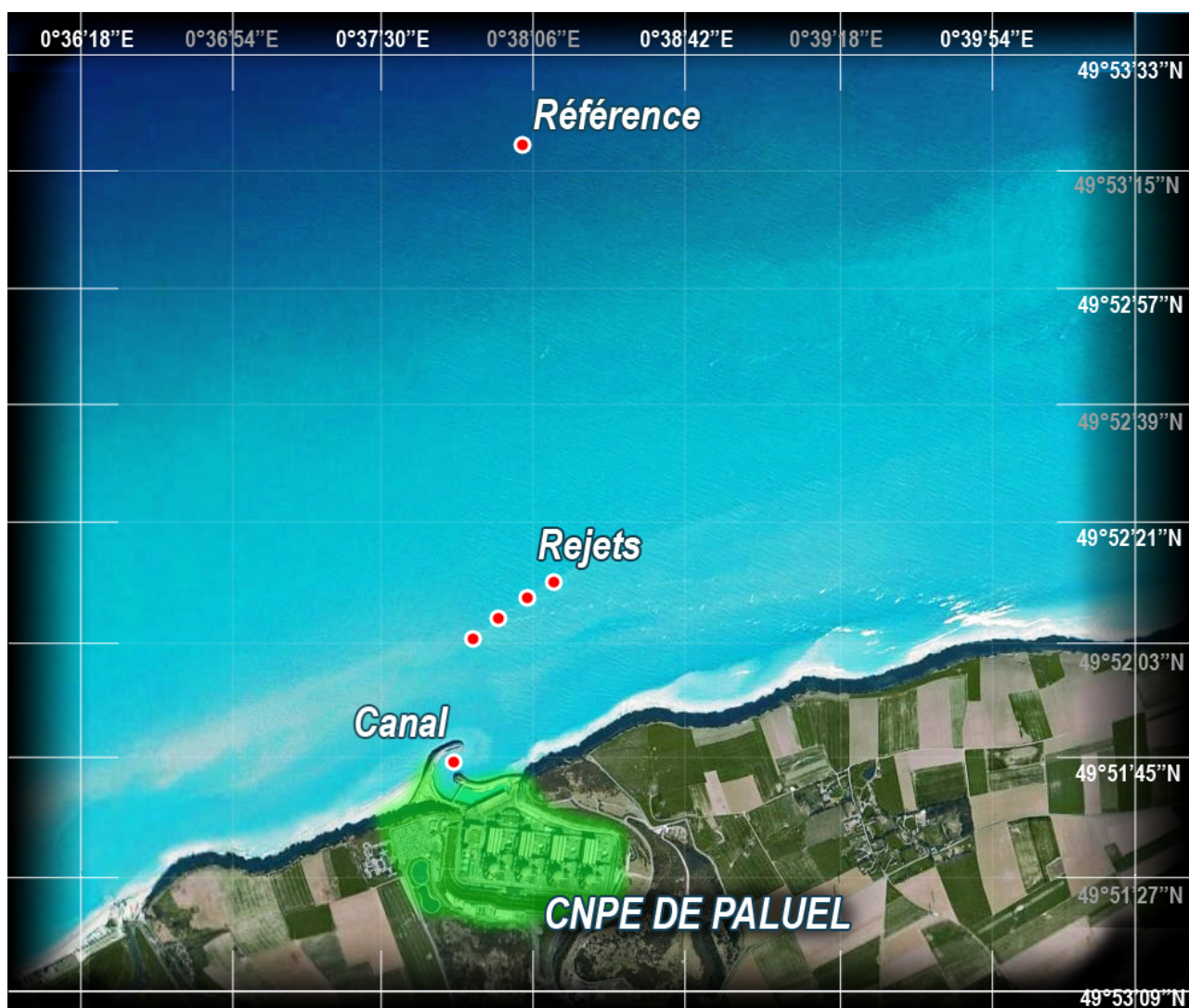


Figure 2.1 : Situation géographique de la centrale de Paluel et position des points de prélèvements

2.1.2. Paramètres mesurés et précisions

Les paramètres étudiés sont la température, la salinité, les sels nutritifs azotés (nitrate, nitrite et ammonium) et les matières en suspensions (MES). La température et la salinité ont été mesurées à l'aide d'une sonde YSI 600 QS. Les autres méthodes d'échantillonnage et d'analyse sont présentées en détail dans l'ouvrage intitulé "Hydrologie des écosystèmes marins, paramètres et analyses" d'Aminot et Kérouel (2004).

Le suivi de ces paramètres hydrologiques est complété par des mesures de concentration en trihalométhanes et en bore. L'analyse des trihalométhanes a été réalisée au Laboratoire de Rouen par chromatographie en phase gazeuse selon la norme NF ISO 10301. L'analyse du bore a été réalisée au Laboratoire de Rouen par ICP-AES à 249,773 nm de longueur d'onde, suivant la norme NF EN ISO 11885.

La précision des analyses réalisées à la station de l'Ifremer de Port en Bessin est indiquée dans le tableau 2.1 ci-dessous :

	Temp. (°C)	Salinité	NO ₃ ⁻ (μM)	NO ₂ ⁻ (μM)	NH ₄ ⁺ (μM)	MES (mg/L)
<i>PRECISION</i>	± 0,01	± 0,01	± 0,1	± 0,01	± 0,005	± 0,1

Tableau 2.1 : Précision des analyses

2.1.3. Présentation graphique

Les résultats des campagnes hydrologiques sont présentés sous forme de courbes, d'histogrammes et de boîtes à moustaches. Les courbes présentent les valeurs obtenues en 2009, avec leur variabilité saisonnière et spatiale. Les histogrammes et les boîtes à moustaches présentent l'ensemble des données acquises depuis 1988. L'utilisation de la médiane dans les boîtes à moustaches permet de minimiser l'influence des valeurs extrêmes par rapport à la moyenne. Les résultats 2009 sont présentés avec une couleur différente par rapport aux années précédentes. Pour chaque paramètre et pour chaque point, les histogrammes sont groupés par campagne (printemps, été ou automne).

2.1.4. Traitement statistique

Un traitement statistique a été réalisé sur l'ensemble des paramètres étudiés entre 1988 et 2009. Il permet de comparer les données enregistrées aux points *référence*, *rejet* et *canal* et ainsi de mettre en évidence d'éventuelles différences significatives entre chacun de ces points sur le long terme. Le choix du test statistique le plus approprié, est conditionné par l'étude de la distribution des données (normale ou non) qui est déterminée à l'aide des coefficients d'asymétrie et d'aplatissement standardisés. Lorsque la distribution s'avère normale, c'est le test de Student pour des échantillons appariés qui est utilisé. Dans le cas contraire (distribution non normale), la comparaison des données est réalisée par le test de Wilcoxon.

Ces tests permettent de déterminer une valeur de probabilité associée *p-value*. Si la *p-value* est inférieure à 0,05, il existe une différence significative entre les deux séries de données. A l'inverse, si la *p-value* est supérieure à 0,05 nous ne pouvons pas conclure à une différence significative au seuil de 95 %.

2.2. Résultats des mesures de la surveillance hydrologique pour l'année 2009

Les résultats acquis au cours des différentes campagnes de mesure pour l'année 2009 sur le site de Paluel sont présentés dans le tableau 2.2.

		Canal d'amenée	Rejet	Référence	
				Surface	-10 m
16 MARS	Température (°C)	9,20	11,09	8,16	8,14
	Salinité	32,23	32,24	31,72	31,88
	MES (mg/L)	52,7	75,0	45,8	34,4
	Nitrate + Nitrite (µM)	44,9	43,8	42,1	42,1
	Ammonium (µM)	0,38	0,53	0,53	0,50
	Bromoforme (µg/L)	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0
	Bore (mg/L)	4,9	4,6	4,9	4,7
15 JUIN	Température (°C)	16,83	19,12	16,06	16,02
	Salinité	33,09	33,28	33,55	33,58
	MES (mg/L)	20,8	7,47	11,6	13,7
	Nitrate + Nitrite (µM)	13,6	8,23	6,38	6,66
	Ammonium (µM)	2,00	2,40	1,15	1,06
	Bromoforme (µg/L)	<1,0	1,6	<1,0	<1,0
	Bore (mg/L)	4,6	4,9	4,5	4,8
29 SEPTEMBRE	Température (°C)	17,95	21,01	18,06	18,07
	Salinité	33,69	33,80	33,97	33,96
	MES (mg/L)	9,44	7,28	3,36	4,97
	Nitrate + Nitrite (µM)	12,1	10,4	8,81	8,82
	Ammonium (µM)	2,44	2,37	2,17	2,12
	Bromoforme (µg/L)	<1,0	2,4	<1,0	<1,0
	Bore (mg/L)	4,6	4,6	4,9	4,6

Tableau 2.2 : Récapitulatif des résultats hydrologiques de l'étude de surveillance pour l'année 2009

2.2.1. Température

2.2.1.1. Variations spatiales et saisonnières de la température en 2009

Au cours des campagnes de surveillance 2009, la température de l'eau de mer en surface a varié de 9,20 à 17,95 °C au point *canal*, de 11,09 à 21,01 °C au point *rejet* et de 8,16 à 18,06 °C au point *référence* en surface (figure 2.2). La température augmente de mars à juin puis reste relativement stable en septembre.

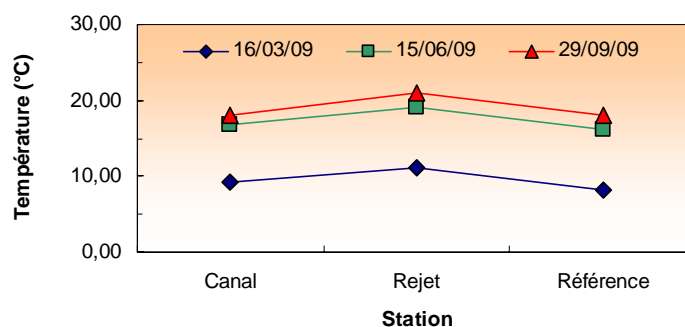


Figure 2.2 : Température de l'eau (surface) en 2009

Le point *rejet* est caractérisé par les températures les plus fortes quelle que soit la saison. Les températures de surface au point *canal*, sont proches mais supérieures à celles du point *référence*. Par ailleurs, les écarts de température entre la surface et la mi-profondeur au point *référence* sont restés très faible (0,01-0,04 °C).

L'écart thermique annuel moyen, correspondant à la moyenne des différences de température de l'eau de mer entre septembre et mars 2009 à chaque point, a été de 9,63 °C. Cet écart est supérieur à celui de l'an dernier (8,39 °C) mais du même ordre de grandeur que celui de 2007 (9,90 °C).

La figure 2.3 modélise le potentiel de stratification des eaux (Lazure, *comm. pers.*) calculé d'après un paramètre de stratification H/u^3 défini par Simpson et Hunter (1974) où H représente la hauteur de la colonne d'eau et u le module de la vitesse moyenne du courant au cours d'un cycle de marée. De faibles valeurs du paramètre de stratification ($< 2,0$) indiquent que la colonne d'eau est brassée et les fortes valeurs ($> 3,0$) définissent les zones où la colonne d'eau peut présenter une stratification en été. La figure 2.3 confirme ainsi que la centrale est située dans une zone présentant des valeurs inférieures à 2-2,5, donc peu propice aux stratifications estivales. Dans ce secteur, l'énergie dissipée par la marée principalement, mais aussi la houle, est suffisante pour limiter l'effet de stratification induit par le réchauffement en été. La colonne d'eau est donc fortement brassée et homogène.

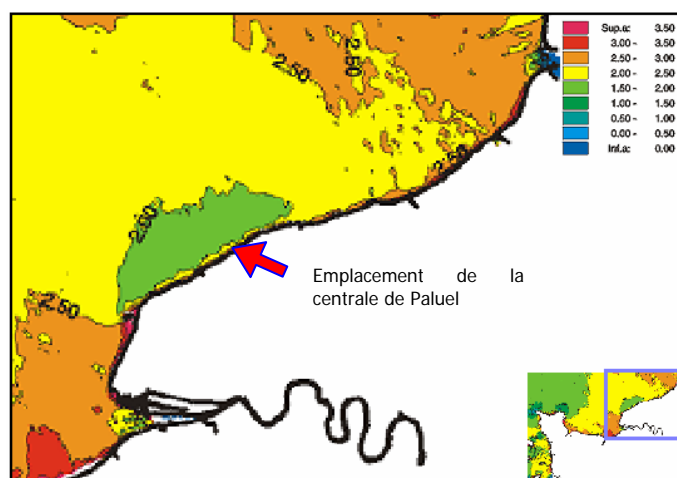


Figure 2.3 : Évolution spatiale du paramètre de stratification (H/u^3) en Manche évalué à l'aide du modèle hydrodynamique Mars 2D d'Ifremer (Lazure, *comm. pers.*)

2.2.1.2. Variations inter-annuelles

La figure 2.4 retrace l'évolution des températures de l'eau de mer depuis 1988 pour l'ensemble des points suivis à chaque saison.

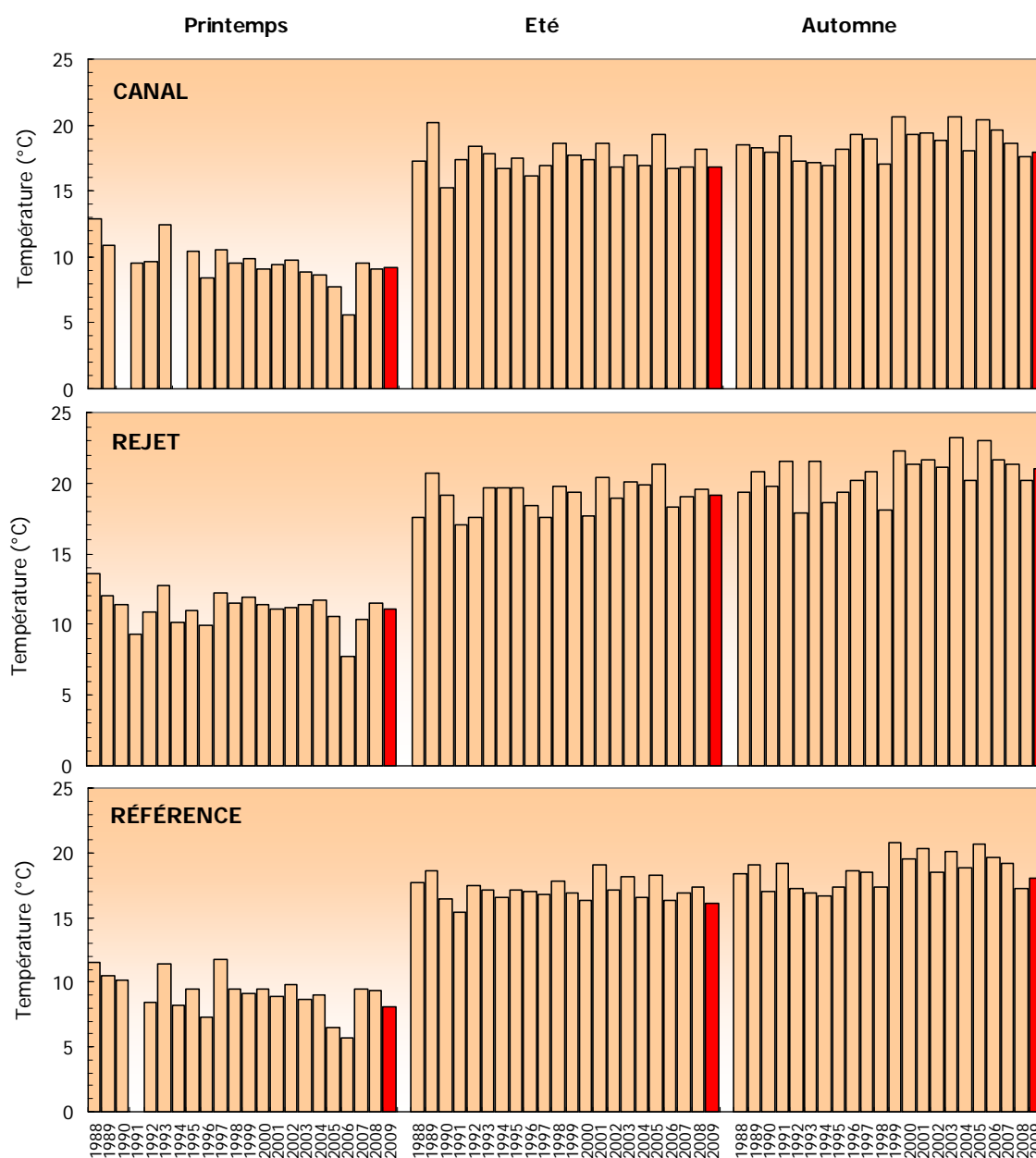


Figure 2.4 : Température de l'eau (surface) lors des campagnes de 1988 à 2009

Les températures relevées au printemps et en été 2009 sont généralement inférieures à celles de 2008 sur tous les points de suivi. En automne, les températures mesurées en 2009 sont supérieures à celles de 2008.

La figure 2.5 présente sous forme de *boîtes à moustaches* les distributions de température obtenues depuis 22 ans par saison et par point. Les températures enregistrées en 2009 sont assez proches mais généralement inférieures aux médianes pluriannuelles toute l'année aux points *canal* et *rejet*. Les écarts par rapport aux médianes pluriannuelles sont plus importants à la station *référence*, mais les températures de 2009 restent inférieures à ces médianes. En outre, la valeur médiane pour le point *rejet* est toujours supérieure à celles des points *référence* et *canal*.

Les résultats 2009 suivent cette tendance. Finalement, la dispersion des valeurs de température reste relativement faibles aux différentes saisons sur l'ensemble des points. Par ailleurs, au cours de l'année 2009, la température de l'eau de mer présente une évolution similaire à celle de l'air (mesurées à Dieppe) (figure 1.19). Il existe aussi une corrélation linéaire significative entre la température de l'air et celle de l'eau mesurée (données EDF) au niveau du canal d'aménée (figure 1.19).

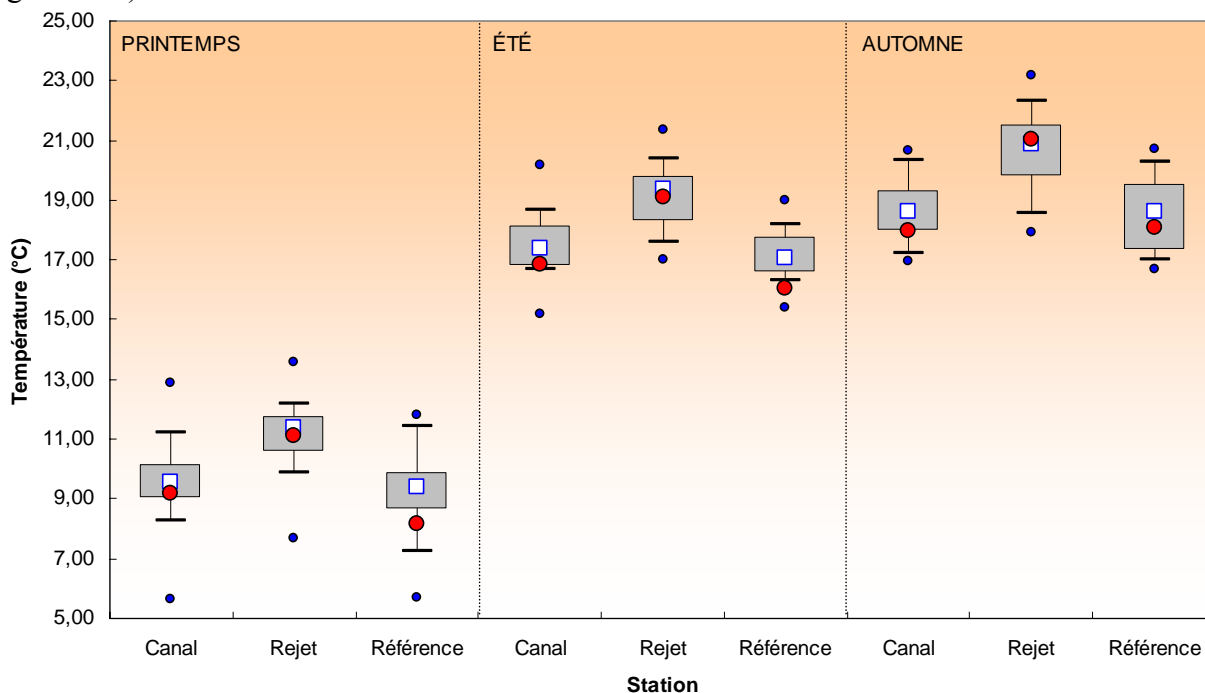


Figure 2.5 : Distributions de la température par saison et par station depuis 1988. Le point central représente la médiane (□) ; la boîte englobe 50 % des valeurs (□) ; les moustaches, 80 % des valeurs (⊥). Les points extrêmes, présentent les valeurs maximales et minimales (•). Le point rouge représente la valeur obtenue en 2009 (•)

Pour expliquer l'écart thermique entre les points *référence* et *canal*, les hypothèses suivantes peuvent être avancées : en raison de leur caractère alternatif, les courants de marée peuvent advecter de l'eau réchauffée devant la centrale. Les travaux de Malherbe et Manoha (1977) sur le site EDF à Flamanville ont montré que ce phénomène pouvait conduire à une élévation de la température devant la centrale. Les vents de secteur nord peuvent aussi avoir une influence dans l'advection des masses d'eau réchauffées vers le point *canal*. En septembre 2002 et 2003, lors de l'arrêt total de fonctionnement de la centrale de Flamanville, aucune différence significative a été observée entre les trois points de surveillance. Ce résultat confirme que l'élévation de température observée au point *canal* par rapport au point *référence* est vraisemblablement liée à une advection d'eau réchauffée des rejets vers le canal d'aménée.

Les rejets de la centrale de Paluel sont situés à environ 700 m des digues du canal d'aménée et distants l'un de l'autre de 150 m. Janin et Marcos (1994) ont modélisé le panache thermique de la centrale de Paluel (modèle TELEMAC-3D) pour différentes conditions de marée (morte-eau et de vive-eau moyenne). Les résultats montrent une reprise partielle du panache de rejet au niveau du canal d'aménée. Ils indiquent également qu'à pleine mer, la recirculation des eaux de rejet peut entraîner une élévation de 0,3 °C de la température de l'eau au niveau du canal d'aménée. Ces travaux montrent que l'impact thermique dépend fortement des courants de marée avec un panache thermique s'affinant et s'allongeant alternativement vers l'est (au flot) et vers l'ouest (au jusant). Par ailleurs, le panache du *rejet* peut atteindre le point *référence* entre 1 et 2 heures

après la pleine mer. Toutefois cette étude montre, quelle que soit la marée, que l'impact thermique du *rejet* reste très localisé géographiquement. Les résultats du modèle semblent en accord avec les mesures des campagnes de surveillance.

2.2.1.3. Écarts thermiques du rejet et taux de dilution

Les différences de température entre les points *rejet-canal* et *rejet-référence* ont été respectivement en moyenne de 2,41 et 2,98 °C sur l'ensemble des trois campagnes de l'année. Ces écarts thermiques sont assez élevés en 2009. En effet, les écarts thermiques mesurés depuis 1988 entre les points les points *rejet-canal* et *rejet-référence* sont présentés sur la figure 2.6 sous forme de boîtes à moustaches. Ces figures montrent que les différences observées en 2009 sont sensiblement supérieures aux médianes pluriannuelles établies sur la période 1988-2008.

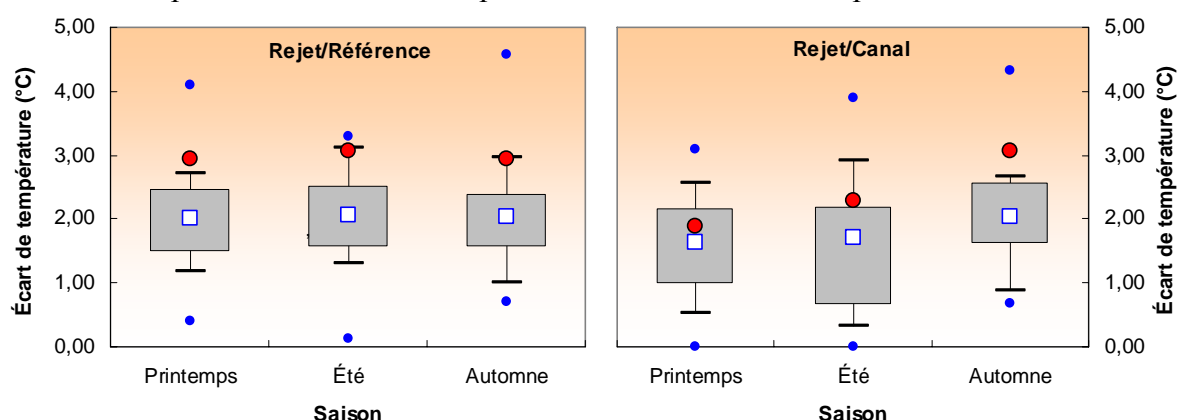


Figure 2.6 : Distributions par campagne des différences de température entre les points *rejet* et *référence* depuis 1988. Le point central représente la médiane (□) ; la boîte englobe 50 % des valeurs (▭) ; les moustaches, 80 % des valeurs (┆). Les points extrêmes, présentent les valeurs maximales et minimales (●). Le point rouge représente la valeur obtenue en 2009 (●)

La température mesurée au point *rejet* dépend en grande partie de la proportion de mélange entre l'eau échauffée et la colonne d'eau. Cette proportion peut être calculée d'après la formule suivante:

$$\pi = \frac{t^{\circ}Rejet - t^{\circ}Canal}{t^{\circ}SC - t^{\circ}Canal} \quad (1)$$

Où π représente la proportion d'eau réchauffée, et $t^{\circ}Rejet$, $t^{\circ}Canal$ et $t^{\circ}SC$ respectivement les températures aux points *rejet*, *canal* et à la sortie du condenseur (données EDF). Le dénominateur de l'équation (1) représente la différence de température entre les eaux réchauffées et celles du milieu récepteur. Cette différence ne doit pas excéder 15 °C conformément à la réglementation.

Les proportions d'eau échauffée, ainsi que les taux de dilution théoriques de 2009, ont été calculés et sont résumés dans le tableau 2.3.

Date 2009	t° Ifremer	t° Canal EDF	t° Sortie Condenseur*				t° Rejet	t°Rejet- t°Canal	t°SC- t°Canal	π	Taux Dilution (%)
			T1	T2	T3	T4					
16 Mars	9,20	8,8	22,1	21,7	8,8	21,7	11,09	1,89	12,90	0,146	85
15 Juin	16,83	16,6	16,6	30,1	30,2	16,6	19,12	2,29	13,37	0,171	83
29 Septembre	17,95	18,5	32,1	18,5	18,5	32,0	21,01	3,06	14,15	0,216	78

* valeur prise en compte pour le calcul sur taux de dilution en italique

Tableau 2.3 : Echauffements de l'eau de mer calculés à Paluel en 2009, et taux de dilution (%)

La proportion d'eau échauffée au point *rejet* est respectivement de 15, 17 et 22 % en avril, juin et septembre. Ceci correspond à des taux de dilution respectifs de 85, 83 et 78 %. Ces taux de dilution sont proches des taux moyens calculés sur la période 1988-2008 (87-89 % aux différentes périodes de l'année).

2.2.1.4. Approche statistique

Le tableau 2.4 présente les résultats des tests statistiques relatifs aux variations spatiales de la température entre 1988 et 2009. Les résultats montrent que la température de l'eau de mer au point *rejet* est toujours significativement différente (au seuil de 5 %) de celles des autres points. Ce résultat confirme l'existence d'une perturbation thermique significative au point *rejet* tout au long de l'année. L'intégration des résultats 2009 dans la série de donnée fait par ailleurs apparaître une différence significative entre les points *canal* et *référence* en été.

Comparaison	Printemps	Été	Automne
<i>Canal / Rejet</i>	0,000	0,000	0,000
<i>Référence / Rejet</i>	0,000	0,000	0,000
<i>Canal / Référence</i>	0,198	0,039	0,791

p-value <0,05 = différence significative ; *p-value* >0,05 = différence non significative

Tableau 2.4 : Probabilité associée *p* des tests statistiques sur la température

Les phénomènes de recirculation de l'eau échauffée au niveau du canal d'amenée ainsi que la localisation géographique des stations canal (côte) et référence (large) pourraient être à l'origine de la différence significative observée depuis cette année.

2.2.2. Salinité

2.2.2.1. Variations spatiales et saisonnières de la salinité en 2009

Les salinités ont été comprises entre 32,23 et 33,09 au point *canal*, entre 32,24 et 33,80 au point *rejet*, et entre 31,72 et 33,97 au point *référence* en surface (figure 2.7). Au printemps, la station référence présente une dessalure assez importante. Le gradient croissant de salinité qui s'établit habituellement de la côte vers le large est inversé. Ce n'est pas le cas en été et en automne, où le gradient habituel côte-large est observé.

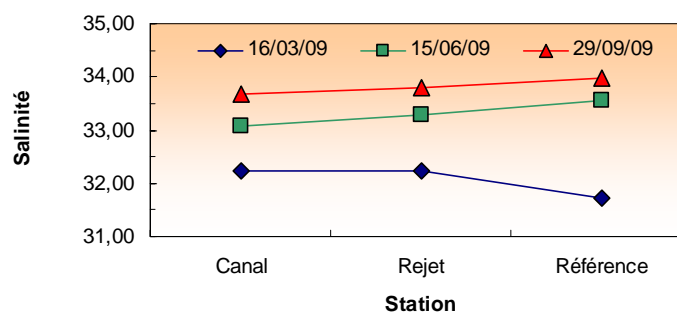


Figure 2.7 : Salinité de l'eau de surface lors des campagnes de 2009

Les salinités observées en 2009 au point *canal* sont du même ordre de grandeur que celles observées par Brylinski *et al.* (1991). Ces auteurs ont mis en évidence une accumulation d'eaux dessalées (salinité comprise entre 32 et 33) au large du pays de Caux. Des salinités relativement faibles, et comprises entre 31,5 et 33,0 ont aussi été rapportées autour de Dieppe à pleine mer (Dupont *et al.*, 1991). Ceci est en accord avec la salinité mesurée cette année au point *référence*. Finalement, lors de l'étude écologique de projet (mars-avril 1979), Dewarumez *et al.* (1980) ont enregistré des salinités inférieures à 33. Par ailleurs, les différentes études de surveillance montrent que les précipitations, ainsi que la marée, peuvent largement influencer la salinité.

2.2.2.2. Variations inter-annuelles

La figure 2.8 présente l'évolution des salinités enregistrées aux différents points de suivi entre 1988 et 2009.

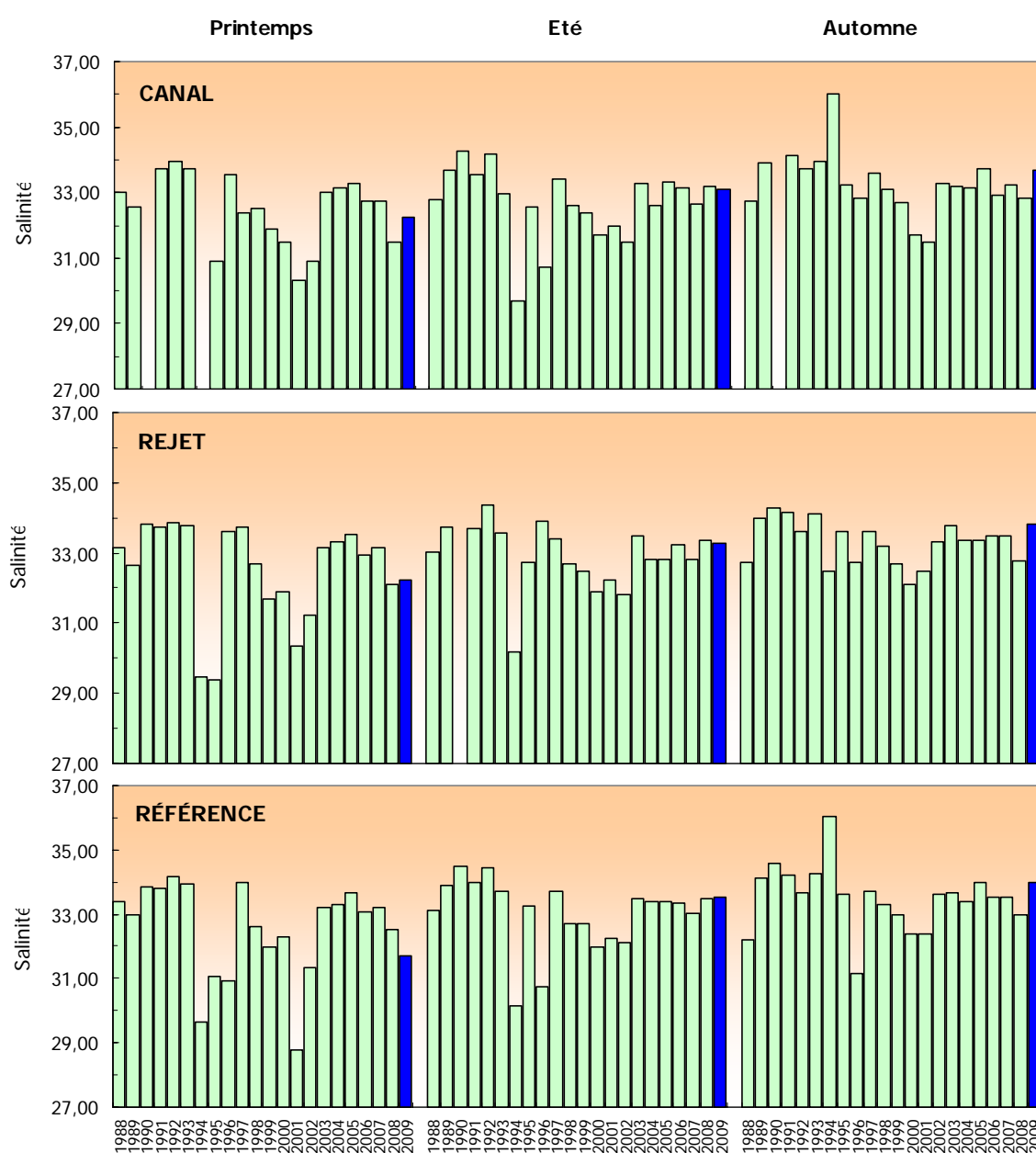


Figure 2.8 : Salinité de l'eau de surface lors des campagnes de 1988 à 2009

Quel que soit le point de suivi, les salinités au printemps et en automne 2009 ont été en général supérieures à celles de l'année passée. L'inverse est observé en été avec des salinités inférieures en 2009 par rapport à 2008.

Dans cette région de la Manche, la salinité est largement affectée par les apports d'eau douce d'origine fluviale et en particulier les apports d'eau douce de la Seine. La figure 2.9 présente les variations de salinité au point *canal* en fonction du débit de la Seine et de la Durdent sur les périodes 1985-2009 et 1986-2009, respectivement. Cette figure montre qu'il existe une corrélation linéaire significative ($p < 0,001$) entre la salinité au niveau de la centrale et le débit de la Seine et de la Durdent.

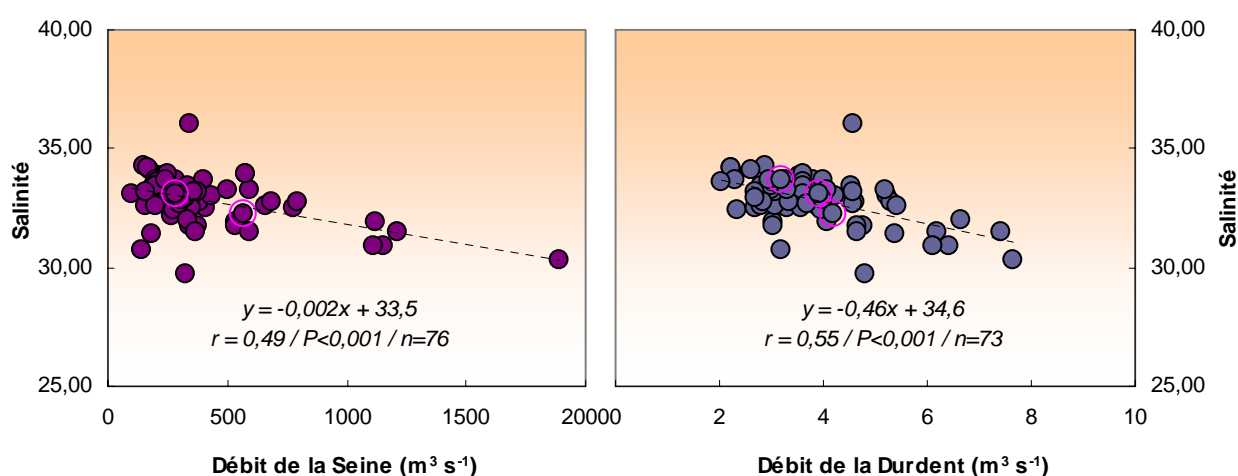


Figure 2.9 : Variation de la salinité (point Canal) en fonction du débit de la Seine depuis 1985 (Seine) et 1986 (Durdent). En rose (○) les salinités et débits de 2009.

L'influence des apports d'eau douce peut également être accentuée par un hydrodynamisme local particulier. En effet dans ce secteur, les courants de marée sont parallèles à la côte et constituent une entrave au mélange des eaux d'origine continentale avec les eaux océaniques. Cela crée une masse d'eau côtière permanente, appelée *fleuve côtier* dont la dessalure est sans cesse entretenue par les apports fluviaux qui s'échelonnent de la baie de Seine au Pas de Calais (Brylinski *et al.*, 1991).

La figure 2.10 présente les salinités observées en 2009 par rapport à l'ensemble de valeurs enregistrées entre 1988 et 2008. Les valeurs de salinité au printemps 2009 sont inférieures aux médianes pluriannuelles. En été et en automne, elles sont supérieures à ces médianes. Toutefois, l'ensemble des salinités mesurées en 2009 restent généralement dans la gamme de 50 % des valeurs habituellement observées depuis 1987. Il est intéressant de noter que la dispersion des valeurs de salinités est plus importante au printemps qu'aux autres saisons. La distribution des salinités entre les points *canal*, *rejet* et *référence* illustrent la présence du gradient croissant côte-large lors des campagnes d'été et d'automne. Au printemps, le gradient côte-large est toujours observé entre les points *canal* et *référence*. Cependant, le point *rejet* présente une médiane sensiblement supérieure à ces deux points.

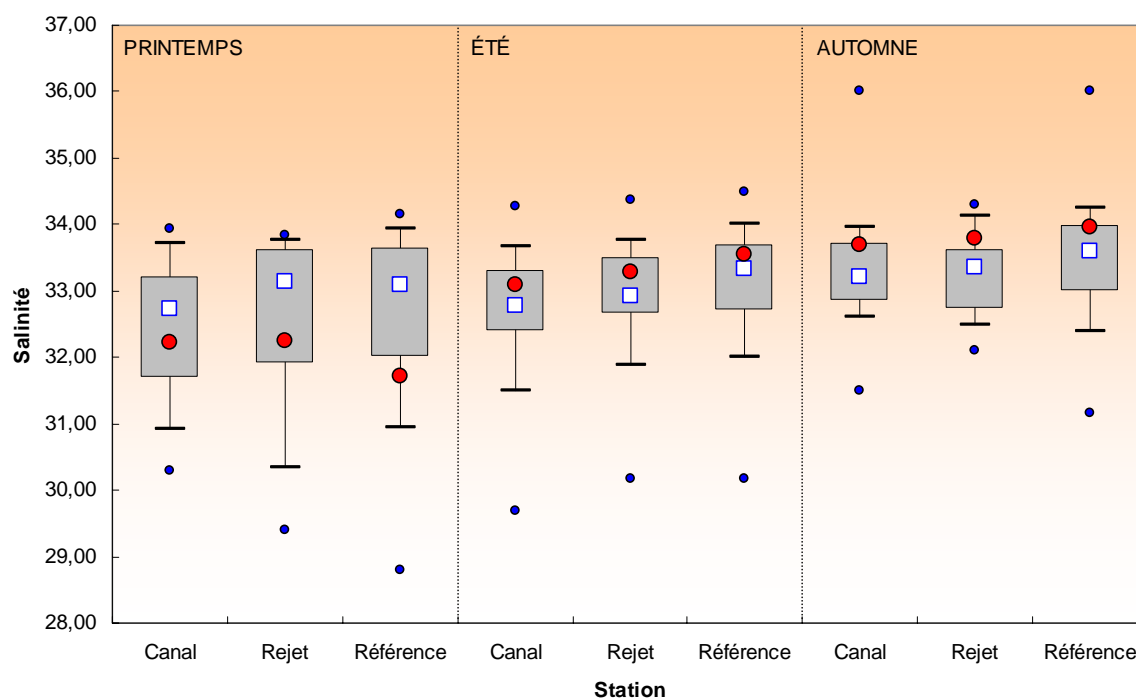


Figure 2.10 : Distributions de la salinité par saison et par point entre 1988 et 2009. Le point central représente la médiane (□) ; la boîte englobe 50 % des valeurs (▭) ; les moustaches, 80 % des valeurs (┘). Les points extrêmes, présentent les valeurs maximales et minimales (●). Le point rouge représente la valeur obtenue en 2009 (●)

2.2.2.3. Approche statistique

Le tableau 2.5 présente les résultats des tests statistiques relatifs aux variations spatiales de la salinité depuis 1988 jusqu'en 2009.

Comparaison	Printemps	Été	Automne
Canal / Rejet	0,011	0,001	0,064
Référence / Rejet	0,071	0,002	0,035
Canal / Référence	0,055	0,000	0,012

p-value <0,05 = différence significative ; *p-value* >0,05 = différence non significative

Tableau 2.5 : Probabilité associé *p* des tests statistiques sur la salinité

L'intégration des résultats 2009 de salinité a quelque peu modifié les résultats de l'étude statistique par rapport à l'an passé. L'ensemble des points présentent généralement des différences significatives de salinité tout au long de l'année, sauf dans deux cas : au printemps et en automne, entre les points *canal/référence* et *canal/rejet*, respectivement. La distribution observée sur les figures 2.8-2.10 soulignent l'influence des apports d'eau douce au niveau du point *canal* à travers le « fleuve côtier ». La forte dessalure observée au printemps 2009 au large à la station *référence* est probablement à l'origine des modifications des résultats statistiques par rapport à l'an dernier.

La centrale peut représenter une source d'eau douce via les effluents d'eau déminéralisée des circuits primaires, des circuits secondaires ainsi que des circuits annexes pour le refroidissement des auxiliaires de l'îlot nucléaire. Cependant ces apports, généralement ponctuels, restent très faibles vis-à-vis des volumes d'eau de mer utilisés (successivement pompés et rejetés) pour les circuits de refroidissement. A titre informatif en 2008, le volume d'eau prélevé dans la Durdent pour la production d'eau déminéralisée et pour les besoins en eau incendie a été de $0,8 \cdot 10^6 \text{ m}^3$. Les volumes d'eau de mer utilisés et destinés aux circuits de refroidissement étaient en 2008 de $5,1 \cdot 10^9 \text{ m}^3$ (source EDF).

2.2.3. Ammonium

2.2.3.1. Variations spatiales et saisonnières en ammonium en 2009

Les concentrations en ammonium ont varié au cours des campagnes 2009 de 0,38 à 2,44 μM au point *canal*, de 0,53 à 2,40 μM au point *rejet* et de 0,53 à 2,17 μM au point *référence* (figure 2.11). Au printemps, les concentrations en ammonium sont faibles et présentent peu de variations spatiales. En automne, les teneurs sont élevées et également caractérisées par peu de variations spatiales. Enfin en été, les concentrations sont proches de celles de l'automne aux points *canal* et *rejet*. A la station *référence*, la teneur en ammonium est plus faible et est comprise entre celle du printemps et de l'été.

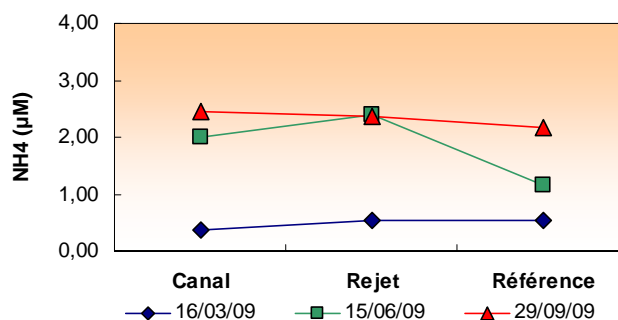


Figure 2.11 : Concentrations en ammonium dans les eaux de surface lors des campagnes 2009

Les concentrations en ammonium relativement élevées et les faibles teneurs en chlorophylle *a* au printemps suggèrent que le stock hivernal d'ammonium n'a vraisemblablement pas encore été entièrement utilisé. La nette augmentation des concentrations en été et en automne reflète l'effet des processus de reminéralisation (Ragueneau *et al.* 1994). Par rapport aux années précédentes, le gradient croissant côte-large n'est pas clairement établi, excepté au printemps.

2.2.3.2. Variations inter-annuelles

L'évolution des concentrations en ammonium mesurées depuis 1988 est présentée sur la figure 2.12. Les teneurs observées au printemps ont été nettement inférieures à celles de 2008. En été et en automne, les teneurs ont été supérieures à celles de 2008 sur l'ensemble des points.

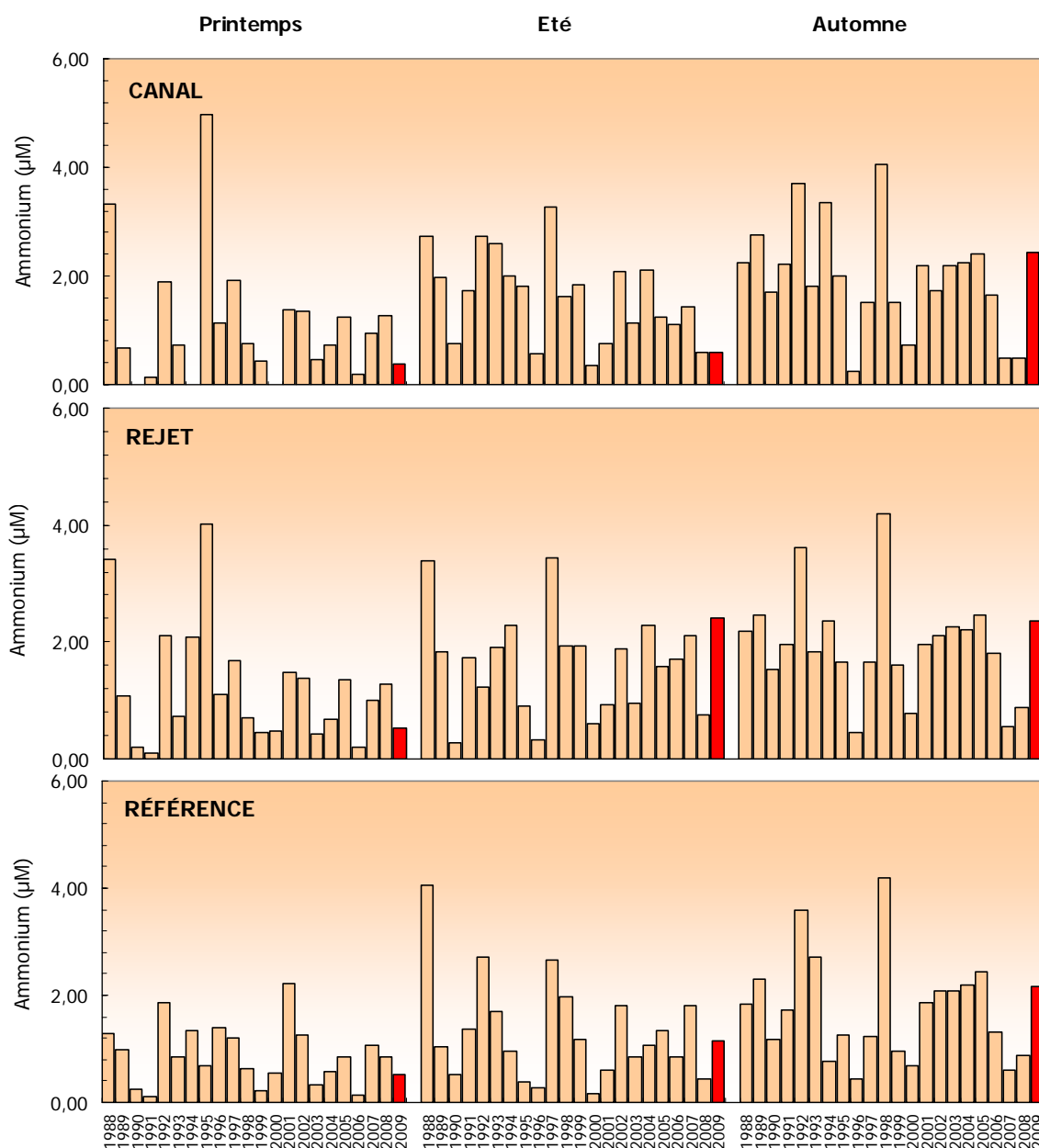


Figure 2.12 : Concentration en ammonium dans l'eau de surface lors des campagnes de 1988 à 2009

La figure 2.13 présente la distribution des teneurs en ammonium sur la période 1988-2009 à l'aide des *boîtes à moustaches*. Les concentrations 2009 sont inférieures aux médianes pluriannuelles au printemps sur tout les points et supérieures tout le reste de l'année. Les concentrations sont caractérisées par une forte dispersion des valeurs observées sur l'ensemble des campagnes depuis 1988, ce qui souligne la variabilité importante de ce paramètre.

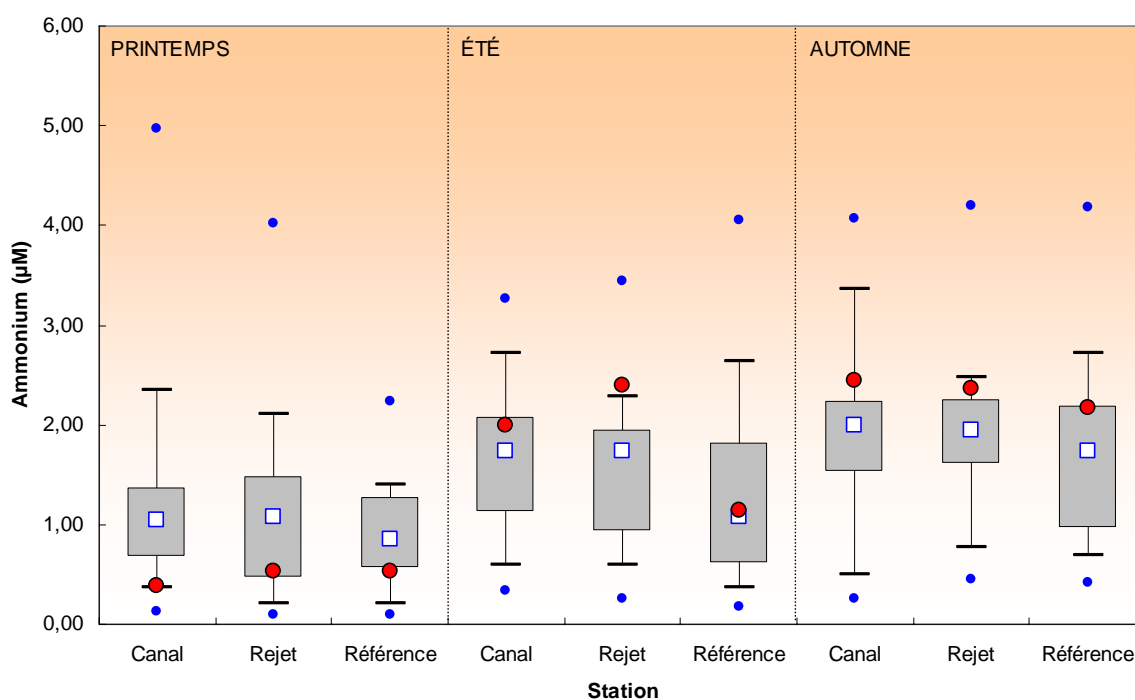


Figure 2.13 : Distributions de l'ammonium par saison et par point sur la période 1988-2009. Le point central représente la médiane (\square) ; la boîte englobe 50 % des valeurs (\square) ; les moustaches, 80 % des valeurs (\perp). Les points extrêmes, présentent les valeurs maximales et minimales (\bullet). Le point rouge représente la valeur obtenue en 2009 (\bullet)

2.2.3.3. Approche statistique

Les tests statistiques relatifs aux concentrations en ammonium depuis 1988 à Paluel sont présentés dans le tableau 2.6.

Comparaison	Printemps	Été	Automne
Canal / Rejet	0,538	0,990	0,987
Référence / Rejet	0,042	0,020	0,002
Canal / Référence	0,227	0,014	0,059

p-value <0,05 = différence significative ; *p-value* >0,05 = différence non significative

Tableau 2.6 : Probabilité associée *p* des tests statistiques sur l'ammonium

Le couple *référence-rejet* présente des différences significatives de concentrations en ammonium toute l'année. Une différence significative est également observée en été pour les stations *canal* et *référence*.

La centrale peut représenter une source potentielle d'ammonium via des rejets d'ammoniaque. Le conditionnement du circuit secondaire de la centrale nécessite l'utilisation de ce composé chimique. Les vidanges de ce circuit peuvent alors ponctuellement occasionner des rejets vers le milieu marin. En 2008 par exemple, 4,8 tonnes d'ammonium ont ainsi été rejetées dans les eaux littorales, lors des vidanges du circuit secondaire (Source EDF, 2009). L'absence de différence significative systématique de la teneur en ammonium entre les différents points d'échantillonnage indique que ces rejets ne sont vraisemblablement pas détectables et sont rapidement dilués dans la colonne d'eau.

2.2.4. Nitrate et nitrite

2.2.4.1. Variations spatiales et saisonnières du nitrate et du nitrite en 2009

Les teneurs en sels nutritifs azotés (nitrate + nitrite) mesurées au cours des campagnes de surveillance 2009 ont été comprises entre 12,1 et 44,9 μM au point *canal*, entre 8,23 et 43,8 μM au point *rejet* et entre 6,38 et 42,1 μM au point *référence* en surface (figure 2.14).

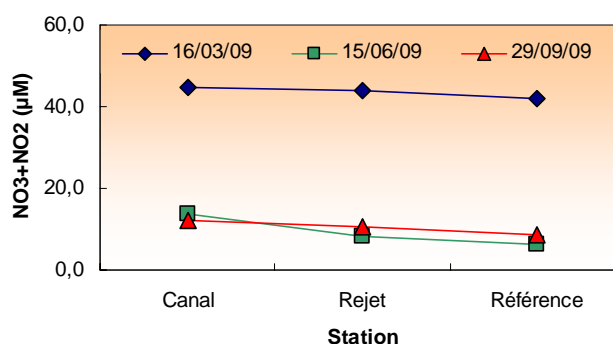


Figure 2.14 : Concentrations en sels nutritifs azotés (nitrite+nitrate) en 2009

Au début du printemps, les concentrations en “nitrate + nitrite” sont élevées, reflétant la présence du stock hivernal de nutriment constitué par les apports telluriques hivernaux en provenance des bassins versants et par les processus de reminéralisation de la matière organique. En été, ces teneurs diminuent fortement en raison principalement de l’assimilation des nutriments par le phytoplancton. Ces teneurs restent néanmoins supérieures à celles mesurées dans le même secteur à la fin du printemps par Brylinski *et al.* (1996) (5-10 μM).

En automne, les concentrations restent du même ordre de grandeur qu’en été. Il semble que la régénération des nutriments, issue de la minéralisation de la matière organique par les bactéries hétérotrophes et générant une augmentation de la concentration en sels nutritifs dans la colonne d’eau, n’ait pas débuté. Une assimilation par le phytoplancton lors d’un bloom automnale est peu probable au regard des teneurs en chlorophylle. Finalement, l’évolution spatiale des concentrations met en évidence un gradient décroissant côte-large lors des trois campagnes de surveillance.

2.2.4.2. Variations inter-annuelles

L’évolution des concentrations en sels nutritifs azotés (nitrate + nitrite) est présentée sur la figure 2.15 pour la période allant de 1988 à 2009. Aux différents points de surveillance en 2009, les concentrations en “nitrate + nitrite” sont généralement inférieures à celles de 2008. A deux occasions uniquement, au printemps aux points *rejet* et *référence*, les concentrations de 2009 sont supérieures à celles de 2008.

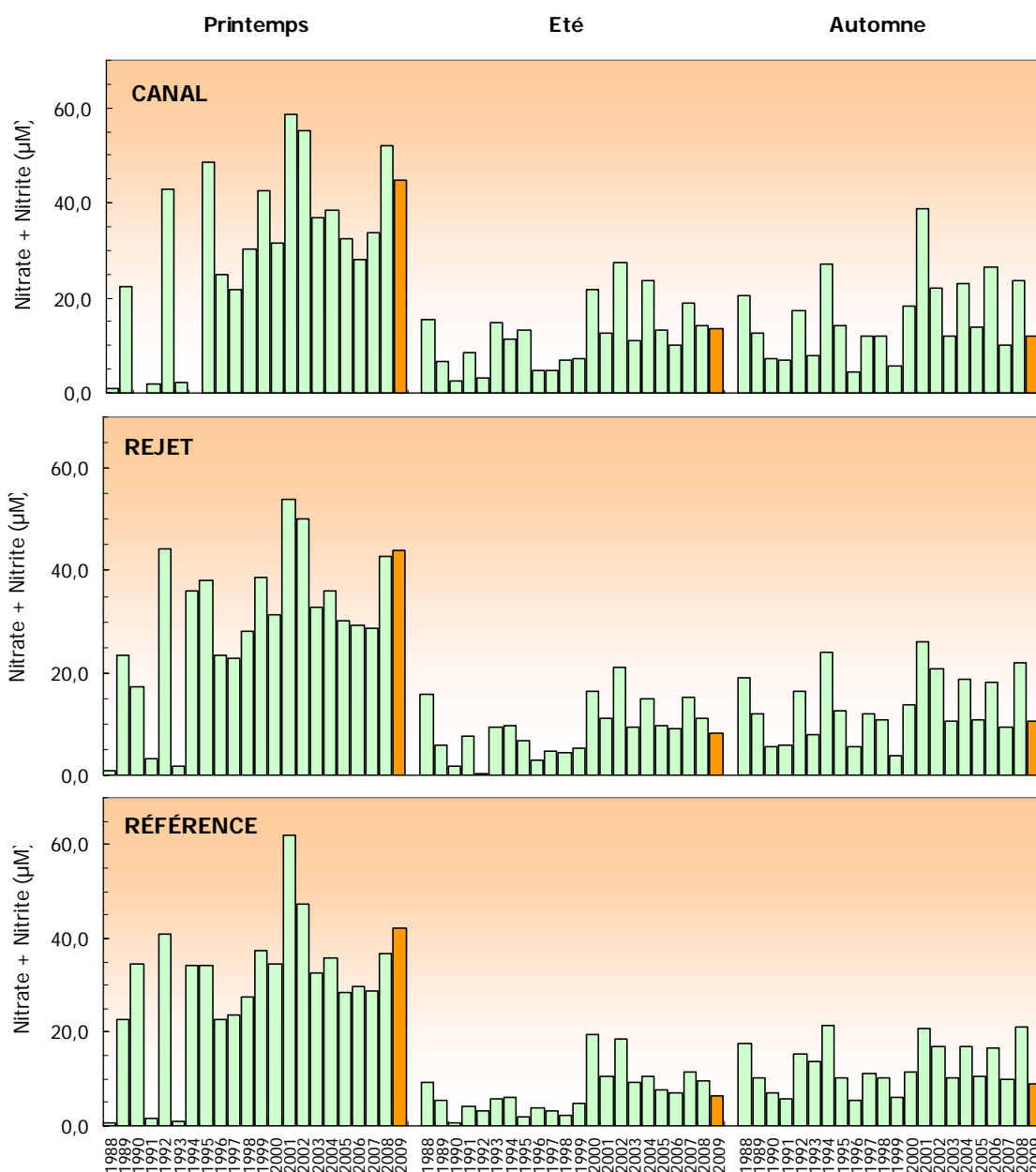


Figure 2.15 : Concentrations en ‘nitrate + nitrite’ dans l’eau de surface au cours des campagnes de 1988 à 2009

La figure 2.16 présente la distribution des concentrations en “nitrate + nitrite” sous forme de *boîtes à moustaches* sur la période 1988-2009. Au cours de l’année 2009, les concentrations sont restées supérieures à celles des médianes pluriannuelles, en particulier au printemps. En été et en automne, les concentrations de 2009 sont très proches des médianes pluriannuelles. Malgré une importante dispersion des valeurs au printemps, l’évolution saisonnière de ces nutriments azotés est caractérisée par un minimum des concentrations en été et une régénération en automne. La régénération automnale est peu marquée cette année. Toutefois, ces variations sont caractéristiques d’une évolution saisonnière classique des nutriments en milieu marin. Elles sont en accord avec les variations de concentrations en chlorophylle *a* et les valeurs de salinités.

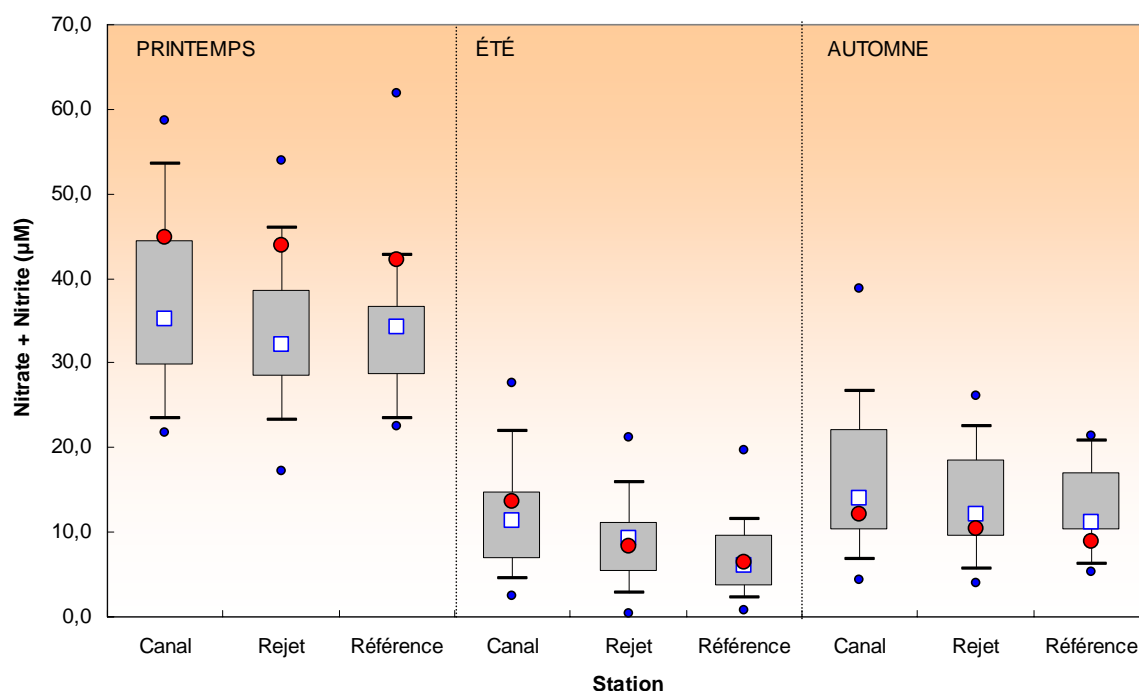


Figure 2.16 : Distributions des concentrations en ‘nitrate + nitrite’ (μM) par saison et par point depuis 1988. Le point central représente la médiane (\square) ; la boîte englobe 50 % des valeurs (\square) ; les moustaches, 80 % des valeurs (\perp). Les points extrêmes, présentent les valeurs maximales et minimales (\bullet). Le point rouge représente la valeur obtenue en 2009 (\bullet)

Par ailleurs, la distribution des médianes en été et en automne est caractérisée par un gradient décroissant de la côte vers le large. Au printemps, le gradient côte-large est moins marqué. Ceci s’explique par les faibles valeurs de nitrate et nitrite mesurées en 1988, 1991 et 1993. Au cours de ces années, les campagnes printanières ont été réalisées plus tardivement et une partie du stock de sels nutritif avait déjà été entamé.

2.2.4.3. Approche statistique

Le tableau 2.7 présente les résultats des tests statistiques relatifs aux “nitrate + nitrite” entre 1988 et 2009.

Comparaison	Printemps	Été	Automne
Canal / Rejet	0,005	0,000	0,000
Référence / Rejet	0,225	0,002	0,016
Canal / Référence	0,018	0,000	0,001

p-value <0,05 = différence significative ; *p-value* >0,05 = différence non significative

Tableau 2.7 : Probabilité associée *p* des tests statistiques sur les “nitrate + nitrite”

Cette étude statistique met en évidence des différences significatives sur l'ensemble des points quelle que soit la saison, à l'exception des points *référence-rejet* au printemps. Ces différences significatives reflètent la présence de teneurs variables entre les points de surveillance généralement caractérisées par un gradient décroissant côte-large.

2.2.5. Matières en suspensions (MES)

2.2.5.1. Variations spatiales et saisonnières des MES en 2009

En 2009, les teneurs en MES (figure 2.17) ont varié au cours des campagnes de 9,44 à 52,7 mg/L au point *canal*, de 7,28 à 75,0 mg/L au point *rejet* et de 3,36 à 45,8 mg/L au point *référence* en surface.

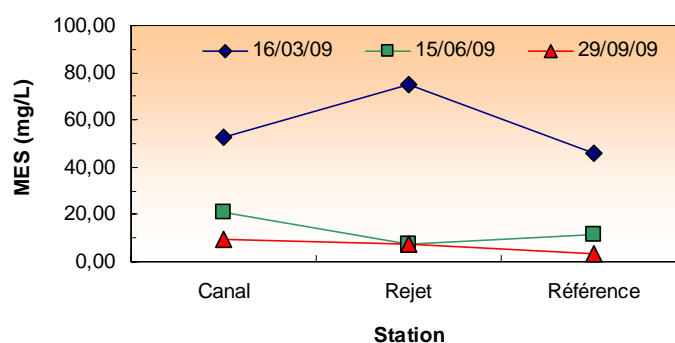


Figure 2.17 : Concentrations en MES (mg/L) dans les eaux de surface lors des campagnes de 2009

En 2009, la distribution des concentrations en MES est caractérisée par de fortes concentrations au printemps. Ensuite les teneurs diminuent et restent relativement constantes en été et en automne. Ces caractéristiques, bien que différentes de celles de l'an passé, sont plus classiques et s'apparentent à celles habituellement observées. Mise à part au printemps, les concentrations ont généralement tendance à diminuer du point *canal* vers le point *référence*, situé plus au large. Les zones les plus côtières (point *canal*) sont généralement moins profondes. De ce fait, l'hydrodynamisme, à travers les courants de marée ou la houle, a plus d'effet sur le compartiment sédimentaire. Les remises en suspensions de sédiment sont alors plus importantes. Les apports fluviaux sont en général aussi caractérisé par des fortes teneurs en MES et peuvent contribuer à enrichir les eaux côtières.

2.2.5.2. Variations inter-annuelles

L'évolution des teneurs en MES au cours de la période 1988-2009 est présentée sur la figure 2.18. La campagne du printemps est caractérisée par des teneurs en MES nettement supérieures à celles enregistrées en 2008 à tous les points. La teneur en MES mesurée fait partie des plus élevées depuis le début de la surveillance. Au cours des autres campagnes 2009, les concentrations en MES ont été généralement inférieures à celles de 2008, quel que soit le point de suivi. La distribution des concentrations en MES au cours des années indique une forte variabilité de ce paramètre.

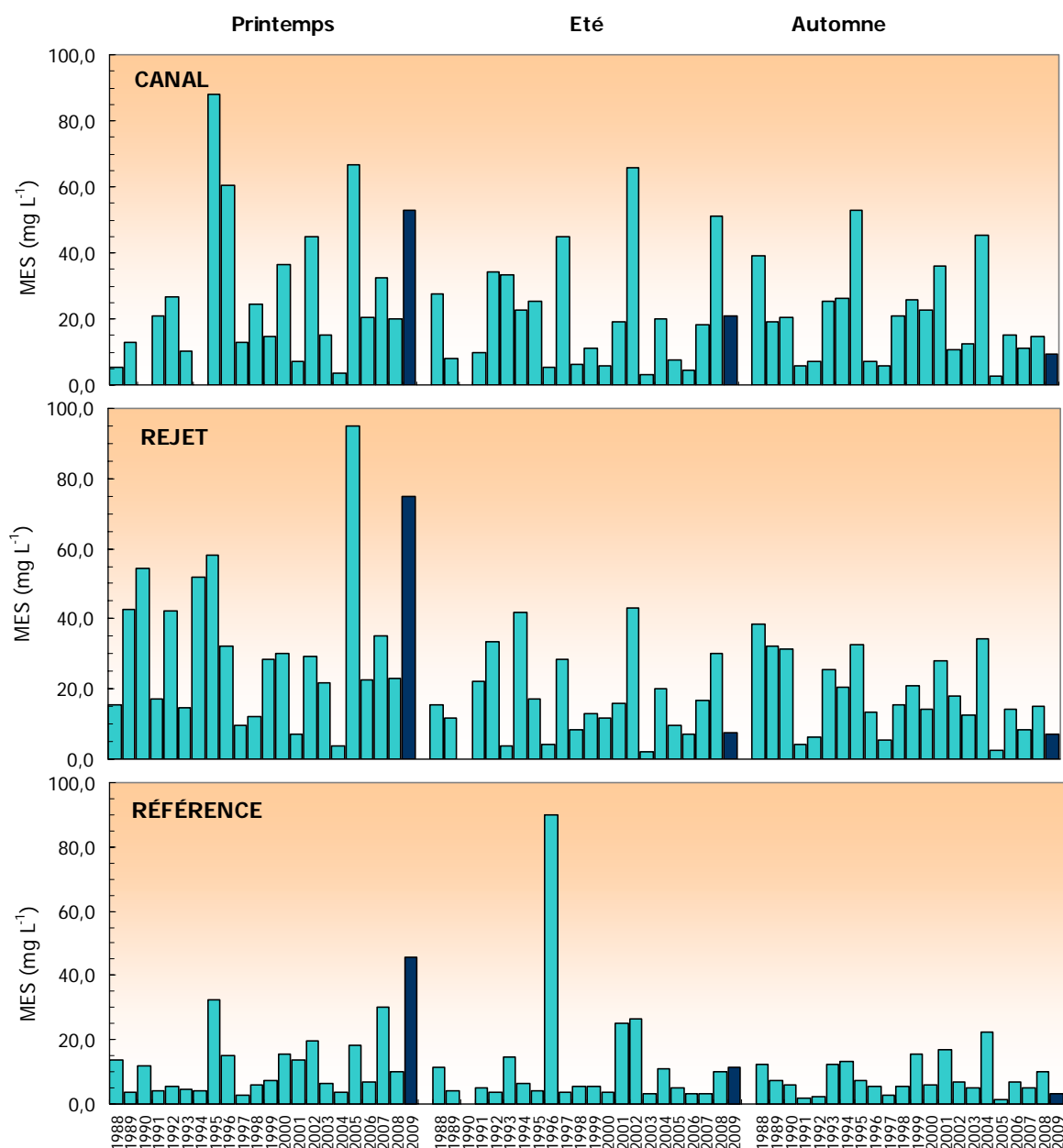


Figure 2.18 : Concentrations en MES dans l'eau de surface lors des campagnes de 1988 à 2009

Les distributions des teneurs en MES dans les *boîtes à moustaches* sont présentées sur la figure 2.19. Les concentrations mesurées en 2009 au printemps sont largement supérieures aux médianes pluriannuelles. A la station *référence* en particulier, la concentration en MES définie maintenant la plus forte teneur depuis le début de la surveillance. En été, les concentrations en MES oscillent autour des médianes selon les points de suivi. Enfin en automne, les teneurs en MES de 2009 aux différentes stations sont inférieures aux médianes pluriannuelles. Dans l'ensemble, les teneurs mesurées en 2009 suivent globalement la tendance définie par les médianes : un gradient côte-large marqué en été et en automne. Au printemps, la situation est différente, avec en particulier des concentrations au point *rejet* plus importantes qu'aux autres points. Toutefois, il est important de souligner l'importance de la dispersion des concentrations en MES, en particulier aux points *canal* et *rejet* au printemps. Au regard de ces dispersions, il

apparaît clair que les points situés les plus proches de la côte (*canal* et *rejet*) sont nettement plus affectés que le point du large (*référence*) par d'importantes variations des teneurs en MES.

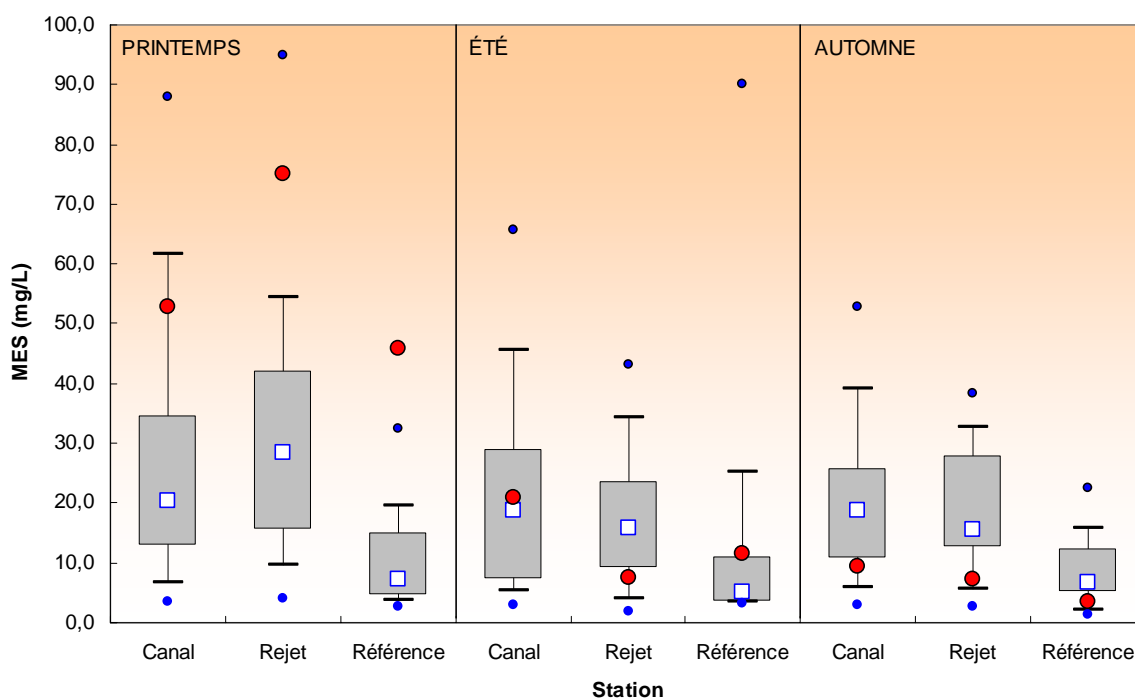


Figure 2.19 : Distributions des concentrations en MES par saison et par point depuis 1988. Le point central représente la médiane (\square) ; la boîte englobe 50 % des valeurs (\square) ; les moustaches, 80 % des valeurs (\perp). Les points extrêmes, présentent les valeurs maximales et minimales (\bullet). Le point rouge représente la valeur obtenue en 2009 (\bullet)

2.2.5.3. Approche statistique

Les tests statistiques relatifs aux concentrations en MES depuis 1988 à Paluel sont présentés dans le tableau 2.8.

Comparaison	Printemps	Été	Automne
<i>Canal / Rejet</i>	0,581	0,140	0,330
<i>Référence / Rejet</i>	0,000	0,018	0,000
<i>Canal / Référence</i>	0,001	0,002	0,000

p-value <0,05 = différence significative ; *p-value* >0,05 = différence non significative

Tableau 2.8 : Probabilité associée *p* des tests statistiques sur les MES

L'intégration des données de MES 2009 dans l'étude statistique ne modifie pas les principales tendances observées l'an passé. Les résultats indiquent qu'il existe des différences significatives entre le point *référence* et les points *canal* et *rejet* tout au long de l'année. Comme le montre la figure 2.19, les concentrations médianes en MES au point *référence* sont nettement inférieures à celles des deux autres points. La variabilité des teneurs en MES est aussi bien moindre à ce point, au large, qu'aux deux autres points, plus côtiers. En raison de son éloignement, cette station est moins affectée par des remises en suspensions à partir du sédiment (station plus profonde) et reste également relativement préservée des apports fluviaux ou côtier chargés en MES. Finalement, aucune différence significative n'est mise en évidence entre les points les plus

côtiers (*canal* et *rejet*) tout au long de l'année. Ceci confirme les conclusions émises les années précédentes selon lesquelles les MES ne présentent pas de concentrations anormales. Les rejets de MES directement de la centrale sont liés au prétraitement de l'eau pour la station de déminéralisation. Ils s'élevaient en 2008 à 172050 kg (rejets liés et non liés aux effluents radioactifs). Les activités de la centrale à travers ces rejets de MES n'apparaissent donc pas modifier de façon significative la distribution spatiale et temporelle des MES de l'eau de mer.

2.2.6. Trihalométhanes

Pour éviter le *fouling* dans les canalisations de rejet, les centrales électronucléaires utilisent la chloration. Les composés dérivés pouvant être retrouvés dans les eaux des rejets sont essentiellement des trihalométhanes. Il s'agit de dérivés chlorés volatils, comme le chloroforme et le bromoforme (Abarnou et al., 1990). Le bromoforme est la forme chimique dominante, bien que son temps de demi-vie dans l'eau de mer est inférieur à une heure (Abarnou, 1981). Les teneurs des ces différents dérivés chlorés varient généralement selon la quantité de matière organique et d'ammoniaque dissous dans l'eau. Les quatre formes organo-halogénées étudiées sont les suivantes :

- Tribromométhane = "bromoforme" (CHBr_3),
- Dibromomonochloro-méthane (CHBr_2Cl),
- Dichloromonobromo-méthane (CHBrCl_2),
- Trichlorométhane = "chloroforme" (CHCl_3).

Ces composés s'avèrent toxiques pour la faune et la flore marine. Des cultures de microalgues (*Skeletonema costatum*, *Thalassiosira pseudonana*, *Glinodinium halli* et *Isochrysis galbana*) ont montrées un taux d'inhibition de croissance de 50 % pour des concentrations en chloroforme et bromoforme de l'ordre de 32 mg/L (Erickson et Freeman, 1978).

Les concentrations mesurées lors des trois campagnes de surveillance 2009 n'ont généralement pas dépassées la limite de détection analytique de la méthode utilisée qui est de l'ordre de 1 $\mu\text{g/L}$. Au cours des dix dernières années, seules les valeurs en tribromométhane ont été supérieures aux limites de détection. Cette étude se focalise donc uniquement sur ce composé.

2.2.6.1. Variations spatiales et saisonnières du tribromométhane en 2009

En 2009, les concentrations en tribromométhane aux différents points de suivi ont été, le plus souvent, inférieures au seuil de détection analytique (1 $\mu\text{g/L}$). Néanmoins à deux reprises au point *rejet* en été et en automne, des concentrations en bromoforme ont été détectées. Elles ont atteint respectivement 1,6 et 2,4 $\mu\text{g/L}$. Ceci est largement en dessous du seuil de 10 $\mu\text{g L}^{-1}$, concentration considérée comme acceptable en milieu marin (Abarnou et al. 1990)

2.2.6.2. Variations inter-annuelles du tribromométhane

L'évolution spatio-temporelle de ce paramètre est présentée sur la figure 2.20 qui reprend l'ensemble des valeurs obtenues depuis 1988. Au printemps 2009, toutes les concentrations ont été inférieures à la limite de détection. En été et en automne, seul le point *rejet* a été caractérisé par des concentrations supérieures à la limite de détection. Les concentrations sont comprises dans la gamme déjà observées à cette station aux différentes saisons de l'année.

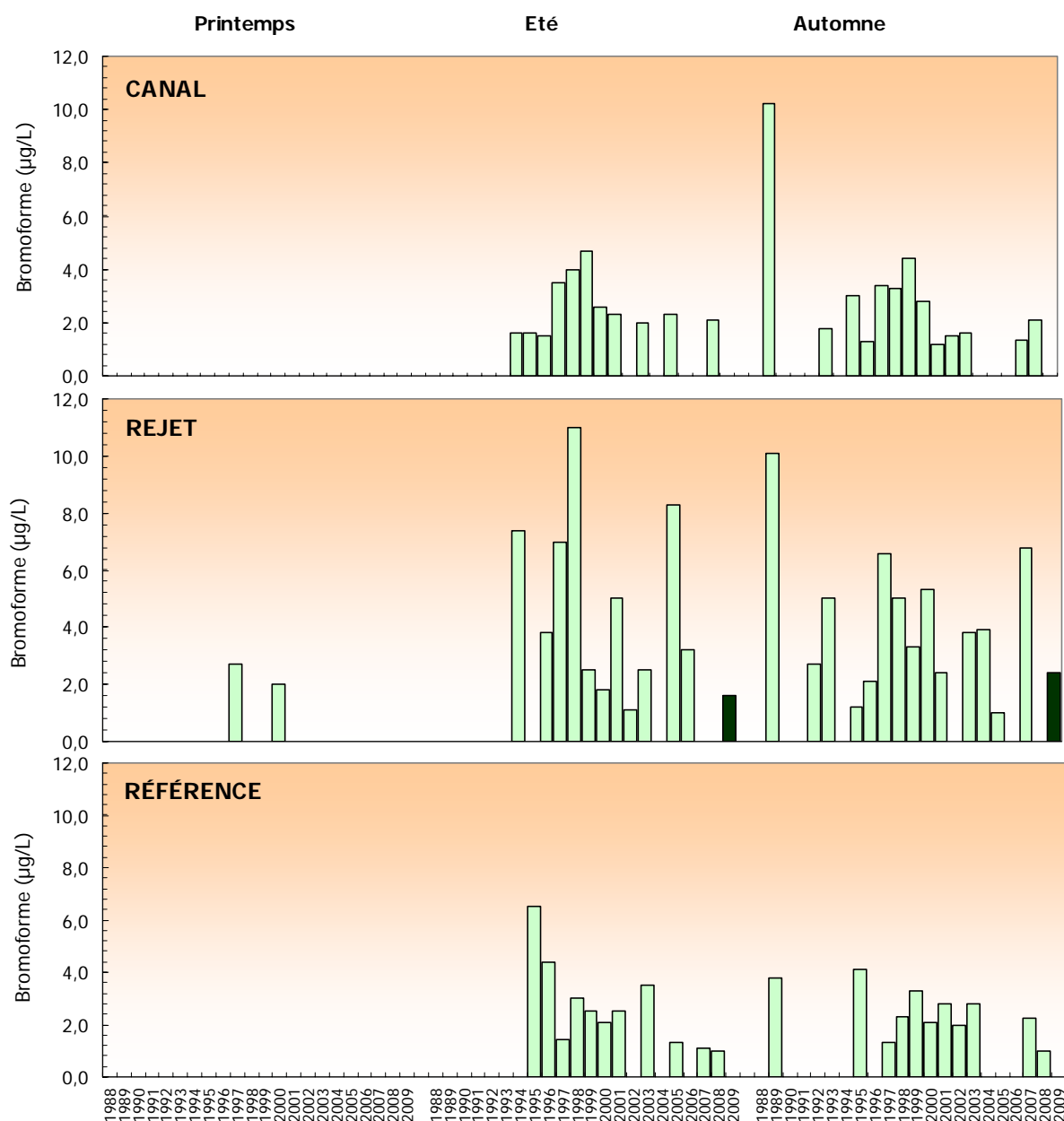


Figure 2.20 : Concentrations en tribromométhane ($\mu\text{g/L}$) dans l'eau de surface de 1988 à 2009

La distribution des teneurs en bromoforme aux différents points de suivi est présentée sous forme de *boîtes à moustaches* sur la figure 2.21. En 2009, les concentrations mesurées au niveau du *rejet* sont inférieures ou égales aux médianes pluriannuelles établies sur la période 1988-2008. L'ensemble des valeurs sont largement inférieures à $10 \mu\text{g/L}$, concentration considérée comme acceptable pour le milieu marin (Abarnou *et al*, 1990).

Cette année encore, la présence de bromoforme en été et en automne confirme le caractère perceptible et chronique de cette substance au point *rejet*. Ceci est d'ailleurs illustré par une importante dispersion et des médianes pluriannuelles plus élevées au point *rejet* en été et en automne, conséquence des traitements anti-fouling ponctuellement réalisés. En 2008 les rejets de bromoformes ont été de 41000 kg. L'influence de ces rejets doit cependant être limitée géographiquement car les médianes pluriannuelles aux points *canal* et *référence* sont caractérisées par des teneurs très proches de celles de la limite de détection. Ces points ne semblent que très faiblement affectés par la présence de bromoforme.

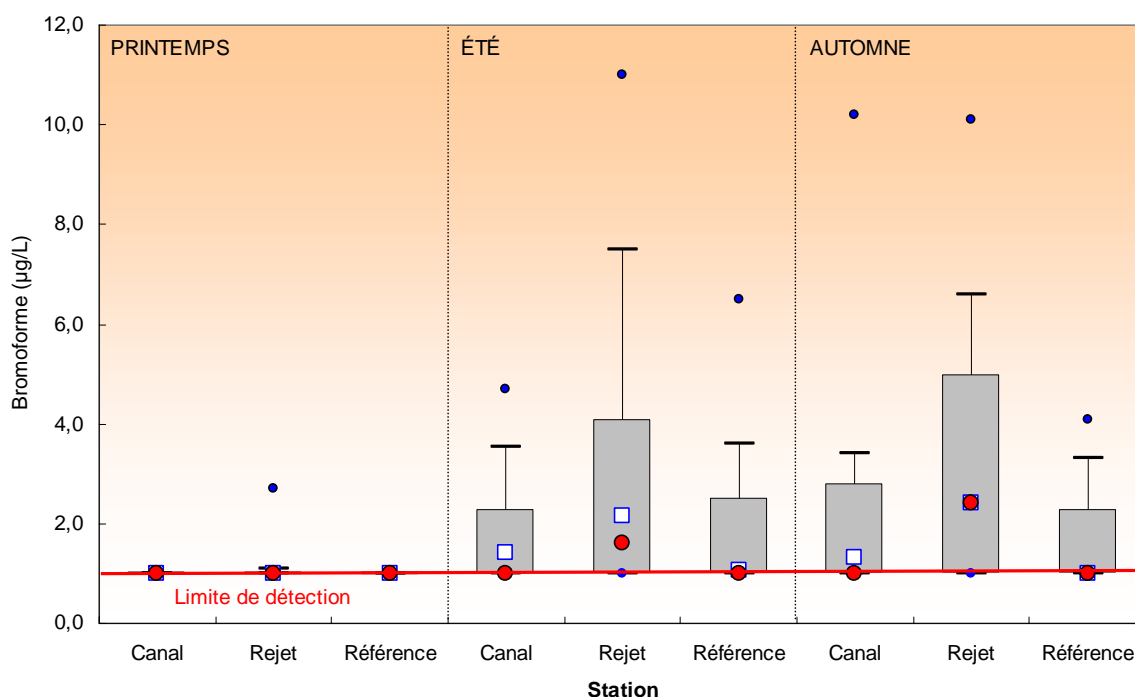


Figure 2.21 : Distributions des concentrations en tribromométhane ($\mu\text{g/L}$) par saison et par point depuis 1988. Le point central représente la médiane (\square) ; la boîte englobe 50 % des valeurs (\square) ; les moustaches, 80 % des valeurs (\perp). Les points extrêmes, présentent les valeurs maximales et minimales (\bullet). Le point rouge représente la valeur obtenue en 2009 (\bullet)

2.2.7. Dosage du Bore

L'acide borique (H_3BO_3) est un produit de conditionnement ajouté à l'eau déminéralisée et utilisé dans l'eau du circuit primaire en tant qu'absorbeur neutronique pour compenser les variations lentes de réactivité. Les rejets de bore vers le milieu marin sont occasionnés lors de purge des effluents radioactifs liquides en conformité avec les normes fixées par la réglementation en vigueur. Dans le cadre des nouvelles dispositions prises par l'arrêté ministériel du 11 mai 2000, les premières mesures de bore dans le milieu marin ont été réalisées le 6 septembre 2000. La concentration naturelle d'acide borique dans l'eau de mer est de 25,6 mg/L, ce qui correspond à une concentration de bore de 4,5 mg/L environ.

2.2.7.1. Variations spatiales et saisonnières du bore en 2009

Les concentrations en bore dans l'eau de mer, enregistrées lors des campagnes de 2009 sont présentées sur la figure 2.22.

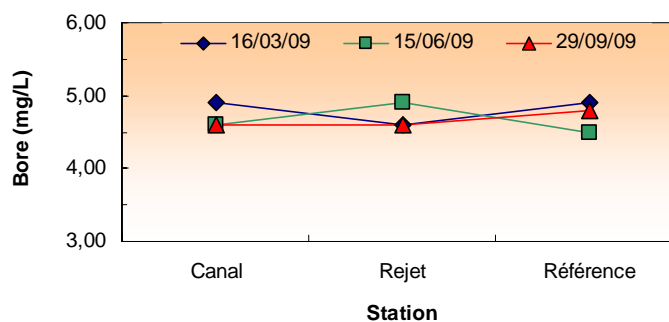


Figure 2.22 : Concentrations en bore dans l'eau de surface lors des campagnes 2009

Les concentrations en bore présentent peu de variations spatiales et temporelles en 2009. Les concentrations en bore sont proches de 4 mg/L et par conséquent proches du niveau naturel dans l'eau de mer.

2.2.7.2. Variations inter-annuelles

L'évolution des concentrations en bore au cours de la période 2000-2009 est présentée sur la figure 2.23.

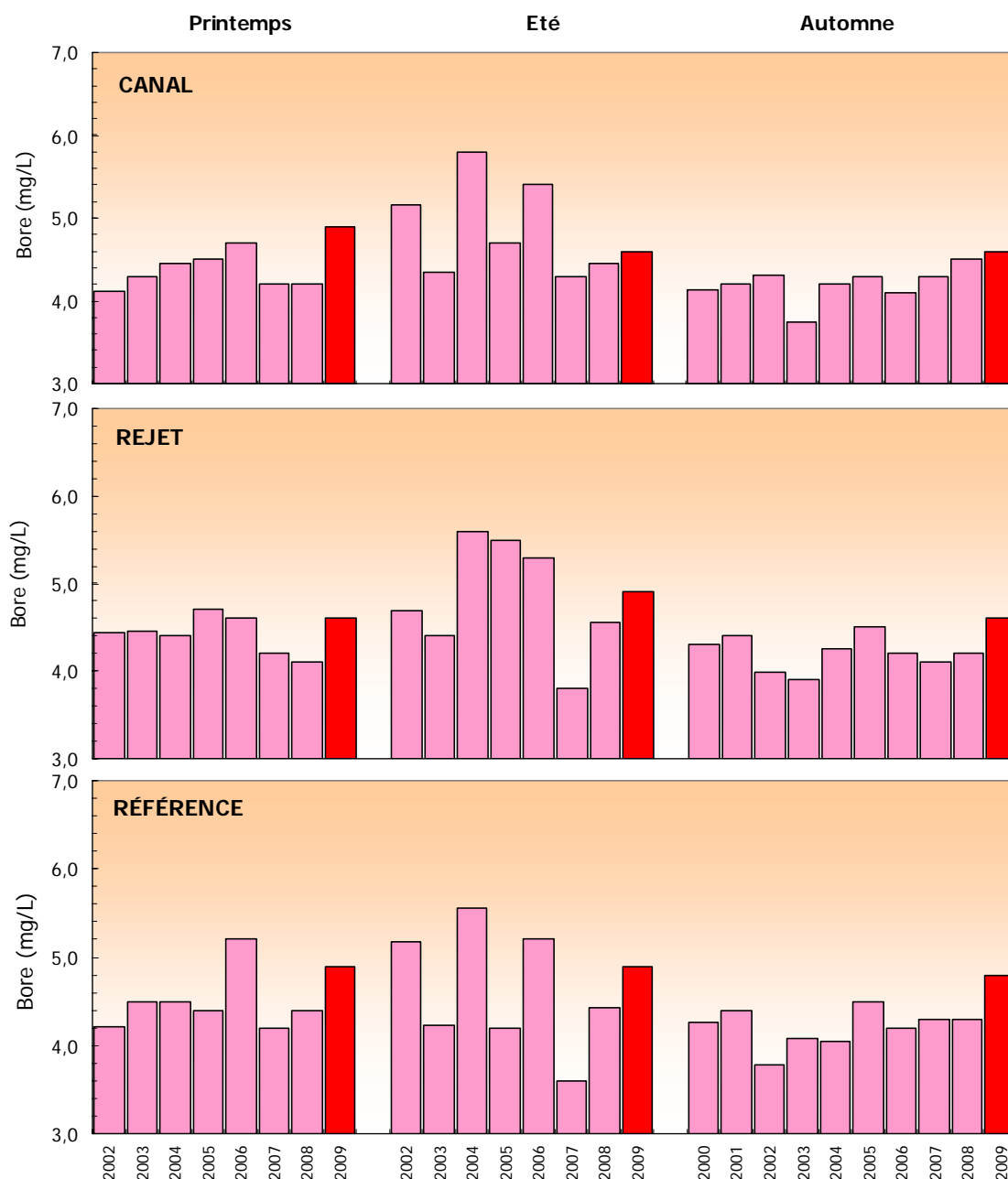


Figure 2.23 : Concentrations en bore dans l'eau de surface lors des campagnes 2000 à 2009

Les concentrations en bore au cours des campagnes 2009 ont été systématiquement supérieures à celles de 2008 sur l'ensemble des points de surveillance. Elles dépassent notamment dans la gamme des concentrations observées depuis 2000-2002 en automne sur tous les points.

La figure 2.24 présente la distribution des concentrations en bore depuis 2000 sous forme de *boîtes à moustaches*. Les teneurs en bore en 2009 ont été généralement supérieures aux médianes pluriannuelles toute l'année sur tous les points. Au printemps au *canal* et en automne 2009 sur tous les points, les concentrations dépassent les maximums observées jusqu'en 2008. Toutefois, les concentrations mesurées restent très proches de celle du milieu naturel. Il apparaît que les concentrations relevées sur le point *rejet* depuis 2000 ne sont que légèrement supérieures à celles des deux autres points. A titre informatif, la quantité d'acide borique rejetée en 2008 dans l'environnement était de 7440 kg. Les concentrations mesurées dans le cadre de la surveillance sont comprises dans le bruit de fond naturel ($\sim 4,5 \text{ mg L}^{-1}$) toute l'année. Les rejets de bore ne sont donc pas perceptibles. Par ailleurs au printemps et en automne, la dispersion des valeurs reste très faible, comparée à celle des valeurs estivales. Notons également que les plus fortes concentrations sont généralement observées en été.

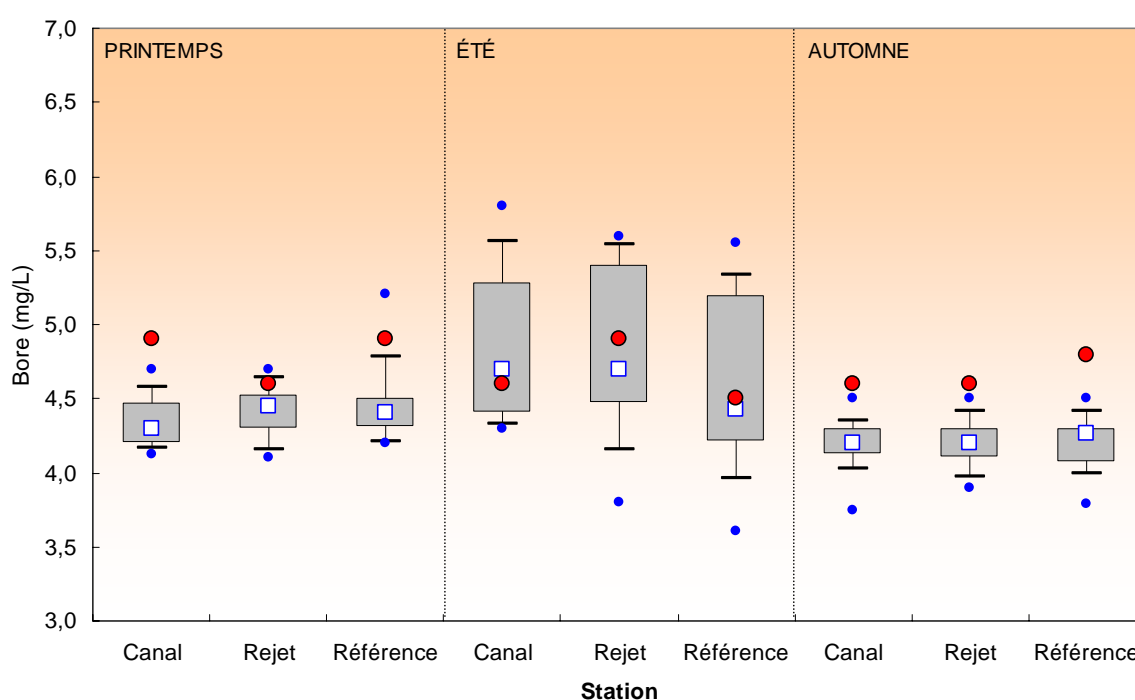


Figure 2.24 : Distributions des concentrations en bore (mg de bore/L) par saison et par point depuis 2000. Le point central représente la médiane (\square) ; la boîte englobe 50 % des valeurs (\square) ; les moustaches, 80 % des valeurs (\perp). Les points extrêmes, présentent les valeurs maximales et minimales (\bullet). Le point rouge représente la valeur obtenue en 2009 (\bullet)

2.3. Conclusion

L'année 2009 a été caractérisée par un premier trimestre plus froid comparé aux moyennes mensuelles enregistrées sur la période 1960-2008. Le reste de l'année, les températures moyennes mensuelles ont été généralement au dessus des moyennes mensuelles 1960-2008. Comparé à 1960-2008, l'année 2009 a aussi été caractérisée par un déficit de précipitation presque toute l'année.

Les températures de l'eau de mer relevées lors des campagne 2009 ont été proches mais généralement inférieures aux médianes pluriannuelles établies depuis 1988. Comparé à 2008, les températures 2009 ont été généralement inférieures au printemps et en été, mais supérieures en automne aux différents points de suivi. Les mesures révèlent que la température présente toujours des valeurs significativement plus élevées au point *rejet* par rapport aux autres points.

Cependant, elles indiquent aussi que l'impact thermique reste géographiquement très limité. Les échantillons prélevés aux abords du *rejet* (quelques dizaines de mètres) présentent des taux de dilution importants (~78-85%).

Les salinités observées lors des campagnes de surveillance 2009 aux points *canal* et *rejet* ont été supérieures à celles de 2008 au printemps et en automne et inférieures en été. Au point *référence*, l'inverse est observé avec des températures inférieures au printemps et en automne et supérieures en été par rapport à 2008. Dans ce secteur de la Manche, les valeurs de salinités sont sensibles aux apports d'eau douce d'origine fluviale. Une relation linéaire significative existe entre la salinité et les débits de la Seine et de la Durdent sur la période 1985/86-2009. Dans l'ensemble, les salinités mesurées en 2009 ont présenté un gradient croissant côte-large et sont restées dans la gamme de valeurs habituellement observées pour ce paramètre depuis 1988. La différence de salinité observée entre les points *canal* et *référence* met en évidence l'impact du *fleuve côtier* dans cette partie de la côte de Seine Maritime.

L'ensemble des sels nutritifs mesurés lors des campagnes 2009 présente une évolution saisonnière classique. Suite à l'augmentation de l'ensoleillement, les sels nutritifs sont assimilés et consommés par le phytoplancton qui se développe entre le printemps et l'été. En automne, principalement sous l'effet de l'activité bactérienne, la dégradation de la matière organique produite au printemps et en été conduit à la régénération des nutriments dans la colonne d'eau. Cette année, les concentrations en sels azotés sont restées comprises dans la gamme de concentrations habituellement observée depuis 1988 avec en général une distribution caractérisée par un gradient décroissant côte-large.

Les concentrations en MES mesurées en 2009 ont été comprises dans la gamme de concentration observée depuis 1988 aux trois points de suivi, à l'exception du point *référence* au printemps. Il s'agit alors du maximum observé sur ce point en cette saison de l'année depuis 1988. Cette concentration élevée est à rapprocher de la salinité relativement basse relevée sur cette station. Les apports fluviaux généralement très riches en MES ont été plus faiblement dilués par l'eau de mer. Dans l'ensemble, les concentrations en MES suivent la tendance définies par les médianes pluriannuelles : un gradient décroissant côte-large marqué tout au long de l'année.

Les concentrations en trihalométhanes ont été régulièrement inférieures au seuil de détection analytique (1 µg/L), à l'exception de celles du bromoforme au niveau du point *rejet* en été et en automne. Les concentrations de ce composé chimique sont toutefois restées relativement faibles (1,6 et 2,4 µg/L, respectivement). Elles sont et restent largement inférieures au seuil de 10 µg/L, concentration considérée comme acceptable pour le milieu marin.

Les concentrations en bore au cours des campagnes 2009 ont été systématiquement supérieures à celles de 2008 sur l'ensemble des points de surveillance. Elles dépassent notamment dans la gamme des concentrations observées depuis 2000-2002 en automne sur tous les points et au printemps au canal. Toutefois, les concentrations sont très proches des niveaux naturels et toujours inférieures à 5 µg/L.

En conclusion, les données du compartiment hydrologique acquises en 2009 dans le cadre du programme de surveillance écologique de la centrale électronucléaire de Paluel, mettent bien en évidence un échauffement de l'eau aux abords des bouches de rejets. Cette perturbation thermique reste cependant géographiquement très limitée. La distribution et les variations saisonnières des autres paramètres (nutriments, MES, bore et trihalométhane) ne présente pas d'anomalie notable qui permettent de conclure à un déséquilibre du fonctionnement de l'écosystème. L'activité de la centrale à travers ses rejets thermiques et chimiques ne semble donc pas modifier de manière sensible et significative les caractéristiques hydrologiques intrinsèques du milieu.

3. La Microbiologie

Rédaction

Philippe Monbet

(LERFBN & LERN)

Prélèvements

Frank Maheux

(LERN)

Sylvaine Françoise

(LERN)

Vincent Justome

(LERN)

Laure Lamort

(LERN)

Philippe Riou

(LERN)

Aurore Lejolivet

(LERN)

Emilie Rabiller

(LERN)

Olivier Pierre-Duplessix

(LERN)

Analyses

Laboratoire départemental Frank Ducombe, Caen.

3.1. Introduction

L'utilisation de l'eau de mer pour le refroidissement des centrales nucléaires, entraîne, autour des zones de rejet, une augmentation de la température des eaux qui peut favoriser le développement de peuplements bactériens. Un suivi de l'évolution de ces peuplements a été mis en oeuvre depuis 1987 sur la centrale de Paluel. Il repose sur le dénombrement des germes totaux, des germes aérobies revivifiables (pouvant reprendre une activité pathogène si les conditions du milieu leur devenaient favorables) et sur l'identification et le dénombrement des vibrions halophiles.

Les vibrions halophiles sur le territoire français

Les vibrions halophiles sont des bactéries anaérobies facultatives, à Gram négatif (Vaillant *et al.*, 2005). Ce sont des hôtes naturels du milieu marin et plus particulièrement des eaux côtières et estuariennes. Seules quelques espèces du genre *Vibrio* présentent une activité pathogène pour l'homme. On distingue les **vibrions cholériques**, responsables du choléra et appartenant aux sérogroupes O1 et O139 de l'espèce *Vibrio cholerae*, et les **vibrions non cholériques** appartenant aux sérogroupes non-O1 et non-O139 de l'espèce *V. cholerae* et à d'autres espèces du genre *Vibrio*, en particulier *Vibrio alginolyticus*, *Vibrio vulnificus*, *Vibrio parahaemolyticus*, *Vibrio fluvialis* et *Vibrio hollisae* (Quilici *et al.*, 2005).

Photobacterium damsela, anciennement appelée *Vibrio damsela*, puis *Listonella damsela* est plutôt reconnue comme une souche pathogène pour les poissons (Euzéby, 2000).

Les vibrions non cholériques sont à l'origine de gastro-entérites, d'infections de la peau et des tissus mous, de septicémies et de diverses infections extra intestinales comme les otites, particulièrement dues à l'espèce *V. alginolyticus*. Dans la majorité des cas, ces infections sont associées à un contact direct avec de l'eau de mer ou à la consommation de produits de la mer (Quilici et Fournier, 2003). Elles surviennent pendant les mois les plus chauds de l'année, de mai à octobre, quand la température de l'eau de mer augmente et favorise la croissance des vibrions halophiles.

Depuis 1995, le CNRVC¹ a mis en place un système de surveillance des infections à vibrions non cholériques sur le territoire français. Il reçoit les souches, isolées par les laboratoires hospitaliers et d'analyse biologique et médicale, pour identification, ou confirmation d'identification et caractérisation moléculaire (Vaillant *et al.*, 2005). Le tableau 3.1 propose une synthèse des souches de vibrions non cholériques identifiées, responsables d'infections humaines entre 1995 et 2005 sur le territoire français.

Un total de 102 cas d'infections à vibrions non cholériques a été répertorié entre 1995 et 2005. Six espèces ont été identifiées : *V. cholerae* (sérogroupes non-O1/non-O139), qui a été l'espèce la plus fréquemment isolée (49,0 %) ; *V. alginolyticus*, *V. parahaemolyticus* et *V. vulnificus* qui ont été respectivement responsables de 19,6 %, 16,8 % et 10,8 % des cas d'infections ; et les souches *V. fluvialis* et *V. hollisae* qui ont rarement été mises en cause, puisqu'elles représentent moins de 2 % des cas d'infections.

Année	Souches identifiées nombre de cas d'infection (%)						Nombre total d'infections
	<i>V. alginolyticus</i>	<i>V. vulnificus</i>	<i>V. parahaemolyticus</i>	<i>V. cholerae</i> non O1/ non O139	<i>V. fluvialis</i>	<i>V. hollisae</i>	
1995 à 1998 (1)	7 (24,14)	5 (17,24)	7 (24,14)	9 (31,03)	abs	1 (3,45)	29
1999 à 2001 (2)	10 (29,41)	3 (8,82)	3 (8,82)	15 (44,12)	2 (5,88)	1 (2,94)	34
2001 à 2003 (3)	4 (12,50)	4 (12,50)	3 (9,38)	19 (59,38)	2 (6,25)	abs	32
2004 (4)	abs	abs	4 (50)	4 (50)	abs	abs	8
2005 (5)	3 (30)	abs	abs	7 (70)	abs	abs	10
Synthèse de 1995 à 2005	20 (19,61)	11 (10,78)	17 (16,77)	50 (49,02)	2 (1,96)	2 (1,96)	102

Abs : absence, souche non identifiée dans les cas d'infection observés

(1) Geneste *et al.* 2000

(2) Quilici *et al.* 2000

(3) Quilici *et al.* 2005

(4) Quilici et Fournier. 2004

(5) Quilici et Fournier. 2005

Tableau 3.1 : Souches de vibrions non cholériques responsables d'infections humaines identifiées par le CNRVC entre 1995 et 2005

Les souches de *V. cholerae*, *V. parahaemolyticus* et *V. vulnificus* sont responsables des manifestations cliniques les plus sévères (Quilici *et al.*, 2000). *V. cholerae* est une espèce qui peut survivre dans un environnement moins salé que les autres espèces halophiles. De ce fait, son ubiquité et les infections graves qu'elle entraîne, contribue à sa forte présence dans le recensement du CNRVC, représentant à elle seule, 49 % des cas d'infections. Alors que, d'après l'étude menée par Hervio-Heath *et al.* (2002), sur la recherche d'espèces de vibrions potentiellement pathogènes dans l'environnement marin des côtes et estuaires français, seulement 3 souches de *V. cholerae* ont été identifiées sur un total de 189. Quant à *V. alginolyticus*, qui est responsable d'infections plus bénignes, elle était l'espèce prédominante sur le littoral français avec 99 souches identifiées sur 189. Pour information, suivaient les souches de *V. parahaemolyticus* (41/189) et *V. vulnificus* (20/189).

Plusieurs facteurs écologiques influencent le cycle biologique des vibrions halophiles. On distingue la température, la salinité, la concentration en matière organique et en nutriments, des sédiments et du plancton utilisés comme support (West, 1989 ; Miossec, 2002). La température de l'eau de mer contribue ainsi à la saisonnalité des apparitions de vibrions non cholériques. Les espèces *V. fluvialis*, *V. hollisae*, *V. parahaemolyticus* et *V. vulnificus* s'observent

¹ CNRVC : Centre Nationale de Référence des Vibrions et du Choléra de l'Institut Pasteur.

principalement entre la fin de l'été et le début de l'automne. Alors que *V. cholerae* et *V. alginolyticus* peuvent être identifiées tout au long de l'année (Quilici *et al.*, 2000). En saison froide, les vibrios non cholériques survivent sous une forme "viable non cultivable" dans les sédiments des eaux côtières. Ils s'y multiplient et réapparaissent dans la colonne d'eau et les produits de la mer lorsque la température de l'eau s'élève et que les conditions redeviennent favorables à leur croissance (Vaillant *et al.*, 2005).

La salinité influence également la distribution spatiale des souches de vibrios non cholériques. En effet, l'étude menée par Hervio-Heath *et al.* (2002), semble indiquer qu'une salinité > 25 ‰ induit des effets sur la distribution de *V. vulnificus*, qui est plus souvent observé dans les eaux estuariennes que marines.

3.2. Matériel et méthodes

3.2.1. Prélèvements

Conformément à la stratégie mise en place pour le site de Paluel, les travaux de surveillance ont été réalisés autour de la pleine mer les 16 mars, 15 juin et 29 septembre 2009 à bord du navire océanographique *NO DELPHY*. Les échantillons d'eau ont été prélevés au moyen de flacons stériles, puis conservés au froid jusqu'à analyse.

Les points échantillonnés ont été les suivants :

- *canal* (situé à l'entrée du canal d'amenée de la centrale),
- *rejet* (situé dans les turbulences des rejets),
- *référence* (situé au large du point *rejet*).

La stratégie d'échantillonnage suivie en 2009 est présentée dans le tableau 3.2. Deux réplicats ont été réalisés pour le dénombrement des germes revivifiables et des vibrios halophiles.

Points suivis	Niveau d'échantillonnage	Points suivis	Niveau d'échantillonnage	Points suivis
<i>Canal</i>	Surface	1	2	2
<i>Rejet</i>	Surface	1	2	2
<i>Référence</i>	Surface	1	2	2
	Mi-Profondeur	1	2	2

Tableau 3.2 : Stratégie d'échantillonnage en 2009

L'identification et le dénombrement des vibrios halophiles ont été réalisés par une méthode interne au Laboratoire Régional de Rouen jusqu'en 2003. En 2004 et 2005, cette méthode a été doublée de la nouvelle méthode préconisée par EDF et mise au point par l'Institut Pasteur. Finalement, à partir de 2006, seule la nouvelle méthode est appliquée. Cette nouvelle méthode devient alors la méthode de référence pour l'ensemble des centrales nucléaires de bord de mer et doit ainsi permettre une comparaison entre les différents sites de production d'électricité en bord de mer.

3.2.2. Analyses microbiologiques

Dénombrement des germes totaux en épifluorescence

Le protocole analytique utilisé est le suivant :

- stabilisation de l'échantillon au moment du prélèvement par du formol dépoussiéré afin de limiter la multiplication des bactéries,
- filtration sur membrane en polycarbonate 0,22 µm teintée au laboratoire avec de l'Irgalan black,
- coloration avec une solution d'acridine orange (1/10 000e) tamponnée à pH 7,4 stérilisée par filtration à 0,22 µm,
- observation au microscope de la membrane sous lumière UV réfléchie.

Toutes les bactéries présentes et mises en évidence par coloration sont dénombrées sans distinction de couleur (les bactéries *vivantes* apparaissent colorées en vert, les bactéries *mortes* en rouge).

Dénombrement des germes aérobies revivifiables sur milieu de Zobell.

Le protocole analytique utilisé est le suivant :

- étalement au râteau sur milieu de Zobell,
- dénombrement après incubation à 20 °C pendant 11 jours.

Identification et dénombrement des vibrions halophiles (méthode EDF)

Le protocole analytique utilisé est le suivant :

- Filtration de 10 mL à 1000 mL sur membrane en acétate de cellulose de porosité 0,45 µm,
- placer le filtre dans milieu TCBS à 37 ± 1°C pendant 18 à 24 h,
- lecture des boîtes,
- incuber pendant 24 h à 20 ± 2 °C,
- nouvelle lecture des boîtes,
- repiquage et isolement sur gélose TCBS à 37 ± 1°C pendant 24 h,
- repiquage colonies en milieu Zobell et incubation à 37 ± 1°C pendant 24 h,
- tests divers et recherche de pathogènes.

3.3. Résultats

3.3.1. Récapitulatif des résultats des mesures microbiologiques pour l'année 2009

Les résultats acquis au cours des différentes campagnes sur le site de Paluel en 2009 sont présentés dans le tableau 3.3. Les valeurs retenues pour les quantités de germes revivifiables sont celles du plus fort réplikat pour le point *rejet* et la moyenne des deux réplikats pour les points *canal*, *référence* et *référence* à mi-profondeur.

		Canal	Rejet	Référence	Référence mi-profondeur	
16 MARS	Germes totaux (germes/mL)	598 000	494 000	461 000	565 000	
	Germes revivifiables (germes/mL)	1 062	1 112	652	794	
	VH	<i>V. halophiles</i> /L	<1	<1	<1	<1
		Identif. de <i>V. halophiles</i>	Absence	Absence	Absence	Absence
15 JUIN	Germes totaux (germes/mL)	1 000 000	1 790 000	1 220 000	1 150 000	
	Germes revivifiables (germes/mL)	985	1 776	606	469	
	VH	<i>V. halophiles</i> /L	16 Va	200 Va	20 Va + 3 Vspp	10 Va
		Identif. de <i>V. halophiles</i>	Va	Va	Va, Vspp	Va
29 SEPT.	Germes totaux (germes/mL)	322 000	631 000	407 000	589 000	
	Germes revivifiables (germes/mL)	1 102	552	1 126	645	
	VH	<i>V. halophiles</i> /L	100 Va	40 Va	30 Va	10 Va
		Identif. de <i>V. halophiles</i>	Va	Va	Va	Va

Va = *Vibrio alginolyticus* ; Vspp = *Vibrio* spp

Tableau 3.3 : Récapitulatif des résultats de microbiologie pour 2009 dans les eaux de Paluel

3.3.2. Résultats du dénombrement des germes totaux

3.3.2.1. Variations spatiales et saisonnières des germes totaux en 2009

Les abondances de germes totaux en 2009 varient de 322 000 germes/mL au point *canal* en septembre, à 1 790 000 germes/mL au point *rejet* en juin. Au printemps, le nombre de germes totaux présente peu de variations spatiales. En été et en automne, ces variations sont plus marquées avec notamment des valeurs plus élevées au niveau du *rejet* qu'aux autres stations. Finalement le nombre de germes totaux a été le plus élevé en été (figure 3.1).

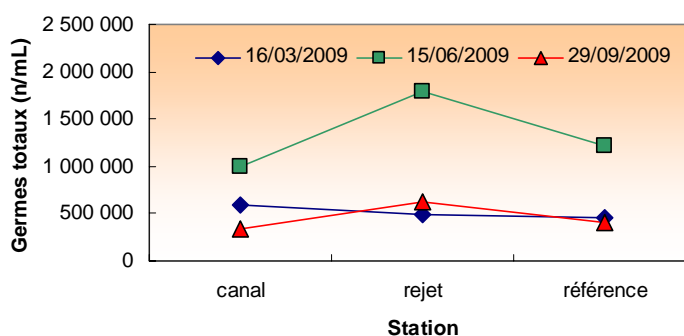


Figure 3.1 : Évolution des quantités de germes totaux par mL dénombrés par épifluorescence en 2009

3.3.2.2. Variations inter-annuelles des germes totaux

La figure 3.2 présente l'évolution des nombres totaux de germes dénombrés par épifluorescence depuis 1992. A l'exception du point *canal* à l'automne, l'ensemble des stations est caractérisé par une augmentation des germes totaux au cours des trois périodes de l'année par rapport à 2008. En 2009, les nombres en germe totaux sont très largement supérieurs à ceux observés entre 1992 et 2007 sur l'ensemble des points et des saisons. Le changement de laboratoire d'analyse, depuis deux années, pourrait avoir une influence importante sur les résultats, étant donnée que les dénombrements reposent essentiellement sur l'identification visuelle de l'opérateur.

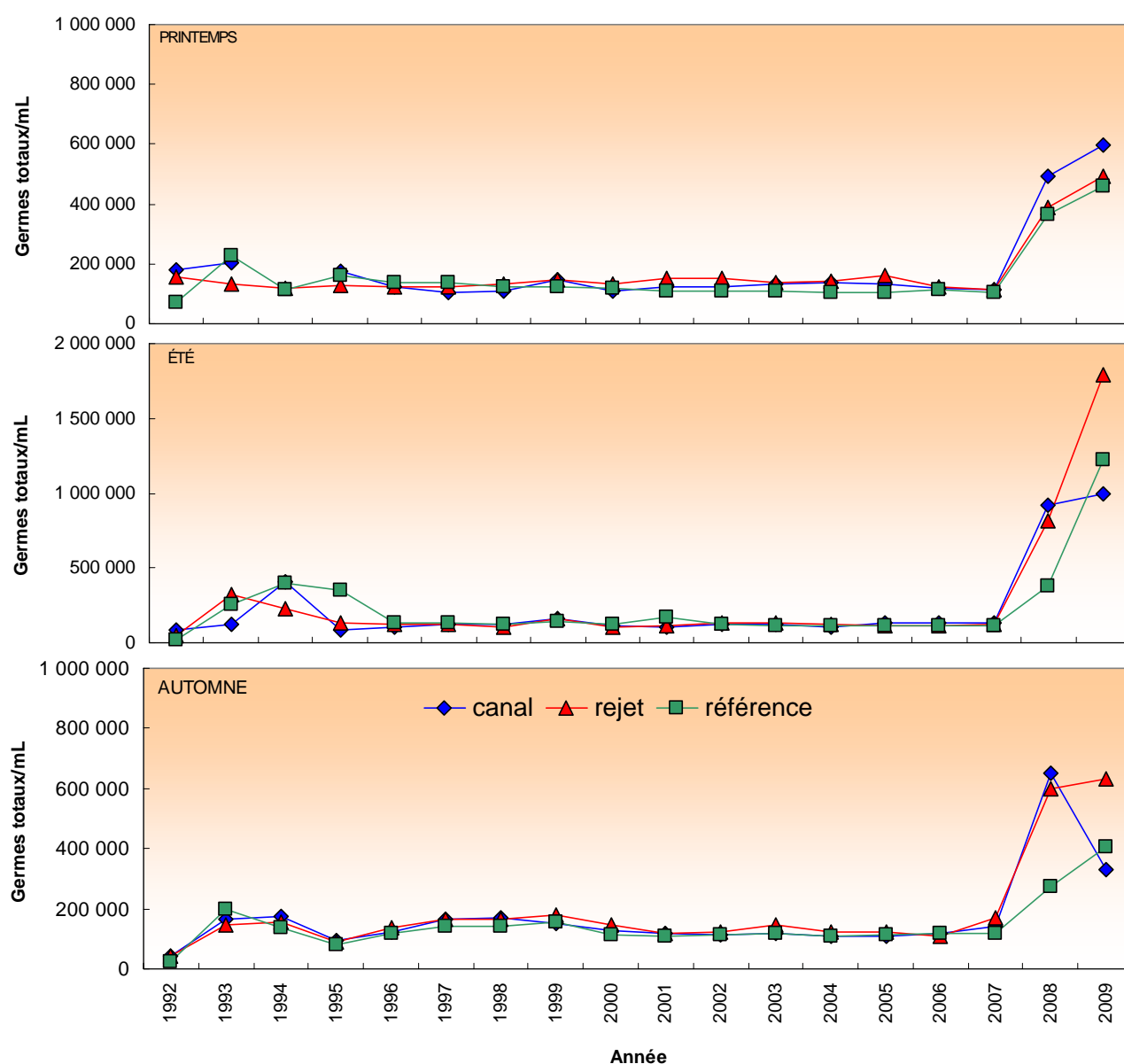


Figure 3.2 : Évolution des quantités de germes totaux depuis 1992

La distribution du nombre de germes totaux sur la période 1992-2009 est présentée sous forme de *boîtes à moustaches* sur la figure 3.3. Toutes les valeurs de 2009 sont nettement supérieures aux médianes pluriannuelles. Elles représentent, à l'exception du point *canal* en automne, les nouveaux maxima de la série de données pour la surveillance du site de Paluel.

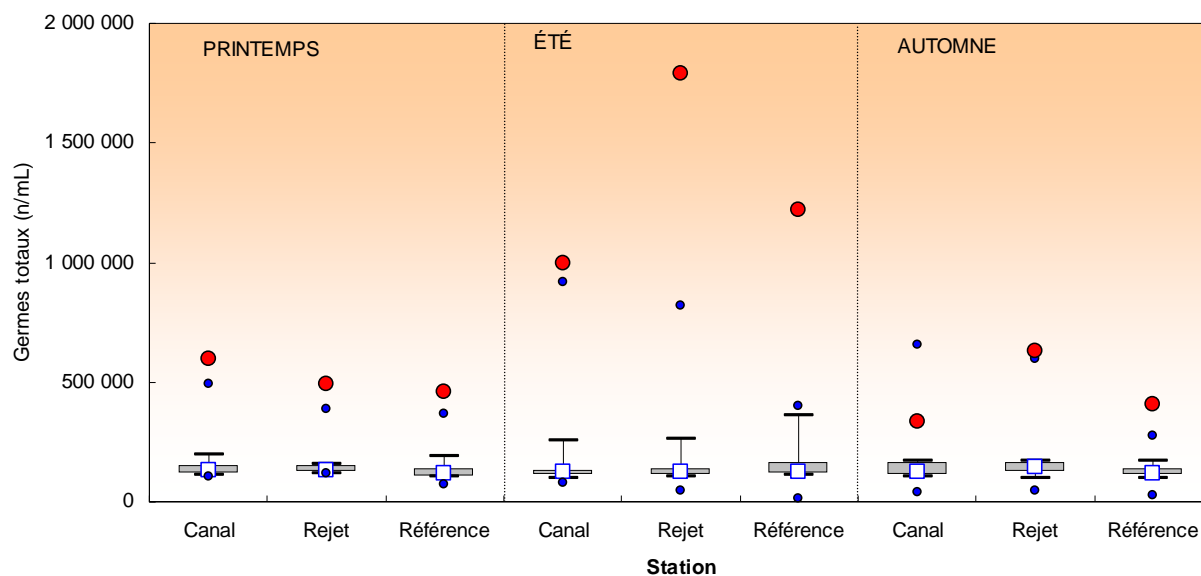


Figure 3.3 : Distributions des quantités de germes totaux (nombre par mL) de 1992 à 2009. Le point central représente la médiane (\square) ; la boîte englobe 50 % des valeurs (\square) ; les moustaches, 80 % des valeurs (\perp). Les points extrêmes, présentent les valeurs maximales et minimales (\bullet). Le point rouge représente la valeur obtenue en 2009 (\bullet)

La distribution en germes totaux en 2009 suit la tendance amorcée en 2008. Les fortes valeurs au cours de ces deux années consécutives n'affectent cependant pas la remarquable stabilité des médianes pluriannuelles aux différents points. Néanmoins ces données et notamment celle de juin 2009 au rejet, contribuent certainement à la forte variabilité des valeurs en été et en automne, lorsque les températures élevées favorisent le développement bactérien.

3.3.2.3. Approche statistique

Le tableau 3.4 présente les résultats des tests statistiques réalisés sur les germes totaux dénombrés par épifluorescence depuis 1992.

Comparaison	Printemps	Été	Automne
Canal / Rejet	0,301	0,948	0,306
Référence / Rejet	0,061	0,711	0,005
Canal / Référence	0,046	0,862	0,156

p-value <0,05 = différence significative ; *p-value* >0,05 = différence non significative

Tableau 3.4 : Probabilité associée *p* des tests statistiques sur les germes totaux

L'intégration des résultats 2009 dans l'étude statistique confirme la présence d'une différence significative en automne entre les points *rejet* et *référence*. Une autre différence apparaît cette année au printemps entre les stations *canal* et *référence*. Elle est proche de la valeur seuil (0,046). Cette étude statistique confirme néanmoins la stabilité des résultats quels que soient les points suivis. En général, l'absence de différences s'explique par la forte variabilité naturelle de ce paramètre en milieu marin. Ces résultats ne permettent donc pas de conclure à une influence significative à partir de l'activité de la centrale sur la distribution des germes totaux dans l'environnement marin.

3.3.3. Résultats en germes aérobies viables sur milieu de Zobell

3.3.3.1. Variations spatiales et saisonnières des germes aérobies viables en 2009

Les quantités de germes revivifiables en 2009 ont varié de 606 germes/mL au point *référence* au mois de juin à 1 776 germes/mL au point *rejet* en juin (figure 3.4).

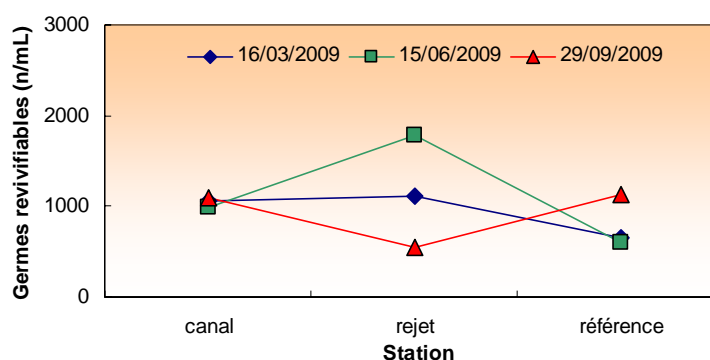


Figure 3.4 : Évolution des quantités de germes revivifiables (nombre par mL) en 2009

En 2009, les abondances en germes revivifiables sont similaires au point *canal* tout au long de l'année. Au niveau du *rejet*, les abondances sont minimales et maximales en été et en automne, respectivement. Finalement à la station *référence*, le nombre de germes revivifiables est similaire au printemps et en été. Il augmente en automne. Le gradient décroissant de la côte vers le large n'est observé qu'au printemps.

3.3.3.2. Variations inter-annuelles des germes revivifiabiles

La figure 3.5 présente l'évolution des germes revivifiabiles aux différentes saisons sur la période 1992-2009.

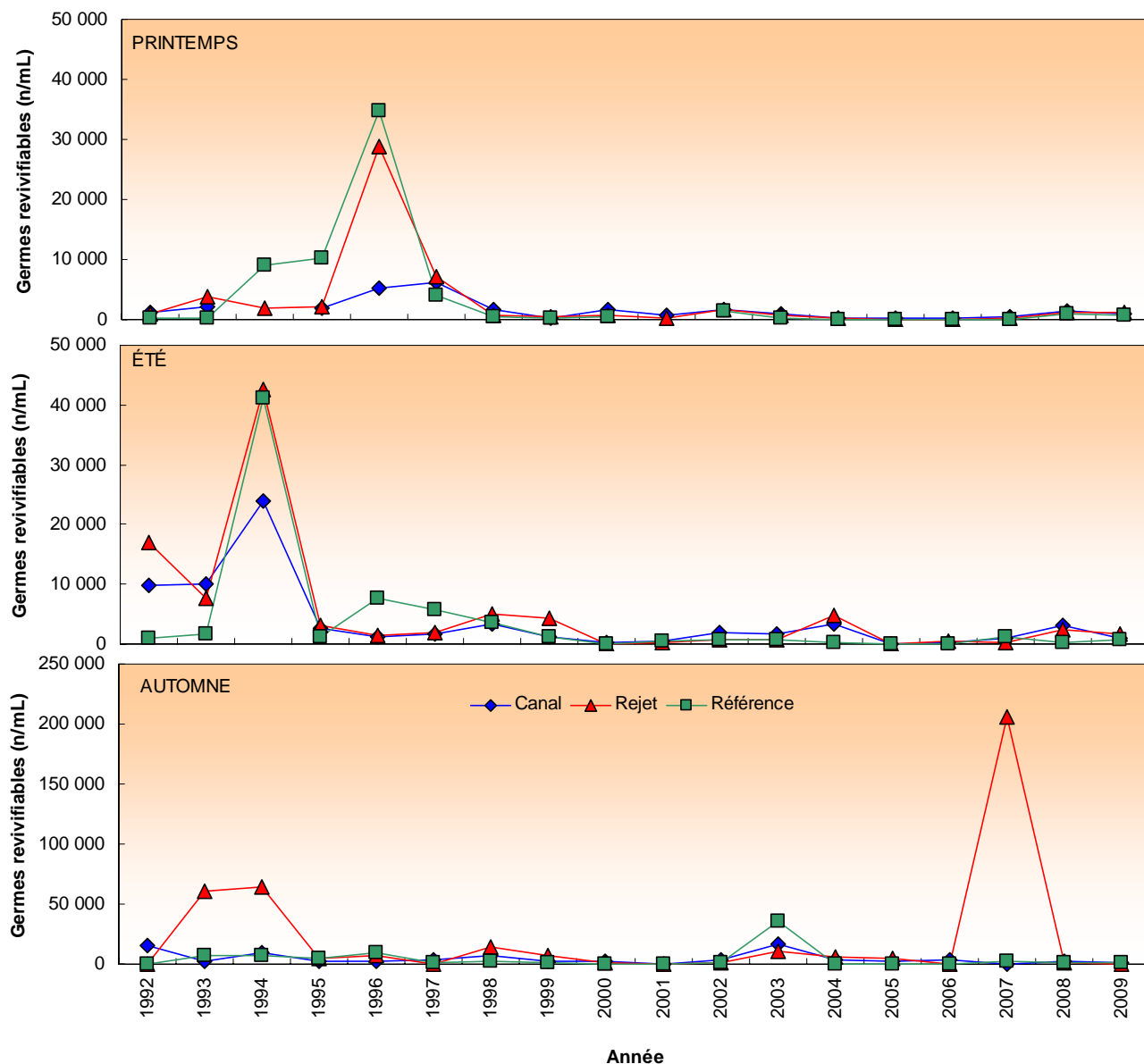


Figure 3.5 : Évolution des quantités de germes revivifiabiles (nombre par mL) depuis 1992

Les quantités de germes revivifiabiles observées lors des campagnes de surveillance en 2009 présentent peu de variations par rapport à 2008. Elles sont en légère baisse. En automne, la valeur au niveau du point *rejet* est à nouveau du même ordre de grandeur que celles observées sur la période 1996-2006. La brutale augmentation en automne 2007 au *rejet* ne s'est donc pas reproduite en 2009. Mise à part ce maximum, depuis 1997, les valeurs observées au sont restées très stables tout au long de l'année. Elles n'ont pas dépassé les 10 000 germes/mL quel que soit le point d'échantillonnage. Le système est donc caractérisé par à une relative stabilité de fonctionnement. Aucun développement des germes revivifiabiles n'est favorisé.

La figure 3.6 présente sous forme de *boîtes à moustaches* la dispersion des abondances de germes revivifiabiles enregistrées depuis 1992. Au printemps et en été, les abondances 2009 sont très proches des médianes pluriannuelles. En automne, les abondances 2009 sont inférieures à celles des médianes aux points *canal* et *rejet* et supérieures au point *référence*. Les

plus faibles dispersions sont généralement observées sur le point *canal*, tandis que les plus fortes sont enregistrées sur les points *rejet* et *référence*. Les plus faibles médianes pluriannuelles sont systématiquement observées au point *référence*. Excepté en automne, les abondances 2009 suivent les tendances décrites par les médianes pluriannuelles.

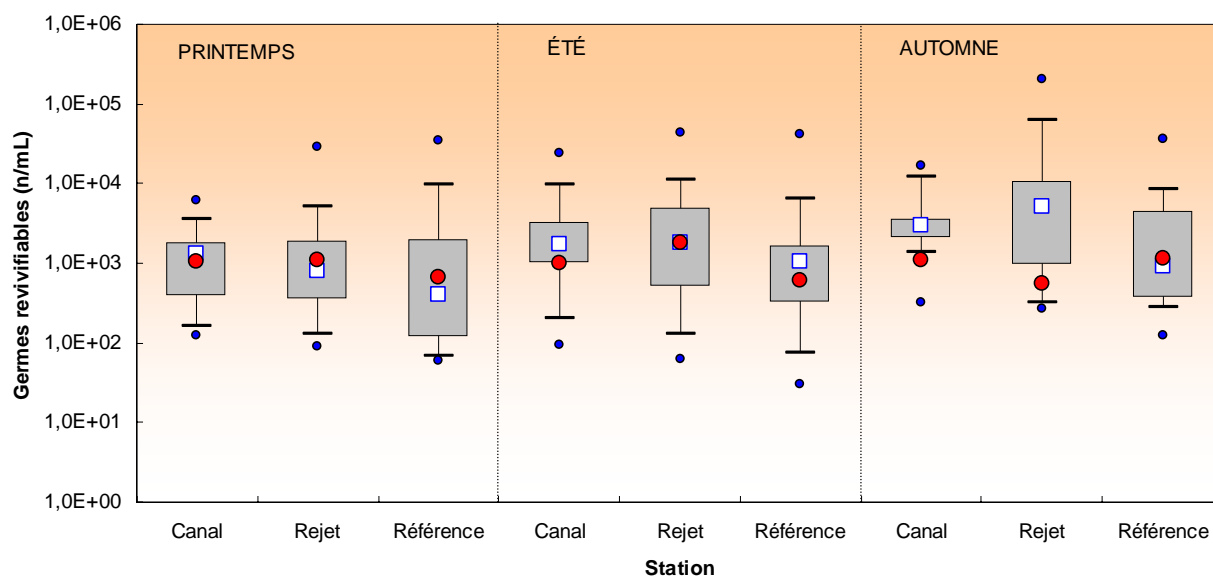


Figure 3.6 : Distributions des quantités de germes revivifiables (nombre par mL) de 1992 à 2009 Le point central représente la médiane (\square) ; la boîte englobe 50 % des valeurs (\square) ; les moustaches, 80 % des valeurs (\perp). Les points extrêmes, présentent les valeurs maximales et minimales (\bullet). Le point rouge représente la valeur obtenue en 2009 (\bullet)

3.3.3.3. Approche statistique

Le tableau 3.5 présente les résultats des tests statistiques pratiqués sur les nombres de germes revivifiables depuis 1992.

Comparaison	Printemps	Été	Automne
<i>Canal / Rejet</i>	0,868	0,369	0,325
<i>Référence / Rejet</i>	0,407	0,099	0,067
<i>Canal / Référence</i>	0,083	0,347	0,347

p-value <0,05 = différence significative ; *p-value* >0,05 = différence non significative

Tableau 3.5 : Probabilité associée *p* des tests statistiques pour les germes revivifiables sur milieu de Zobell

Cette année il n'existe plus de différence significative entre les points de surveillance. Cette étude indique donc que le rejet ne semble donc pas représenter un point singulier au niveau de la distribution des abondances en germes revivifiables.

3.3.4. Résultats sur l'identification et le dénombrement des vibrions halophiles

3.3.4.1. Identification de vibrions halophiles en 2009

Depuis 2007, seule la méthode EDF a été utilisée. Néanmoins, les résultats obtenus avec l'ancienne méthode, propre au laboratoire de Rouen, sont présentés dans le tableau 3.6. Ils décrivent une série pluriannuelle qui permet de visualiser les chroniques d'apparition des différentes souches de vibrions halophiles sur le site de Paluel depuis 1992.

Entre 1995 et 1998 les souches de vibrions halophiles ont été quasiment absentes. A partir de 1999, la présence de *Vibrio alginolyticus* est de plus en plus fréquente lors des campagnes d'été et d'automne, étant observée systématiquement en automne au point canal. Des souches de *Vibrio vulnificus* sont également observées depuis 2001 lors des campagnes estivales et automnales, notamment aux points canal et rejet. *Vibrio parahaemolyticus* n'a pas été observée dans les eaux proches de la centrale de Paluel depuis 2001.

		ANCIENNE METHODE																												
Vibrio	Station	Année / Saison																												
		1992		1993		1994		1995		1996		1997		1998		1999		2000		2001		2002		2003		2004		2005		
		P	E	A	P	E	A	P	E	A	P	E	A	P	E	A	P	E	A	P	E	A	P	E	A	P	E	A		
V. vulnificus	canal																													
	réf.érence																													
	rejet																													
V. alginolyticus	canal																													
	réf.érence																													
	rejet																													
V. parahemol.	canal																													
	réf.érence																													
	rejet																													
V. cholerae	canal																													
	réf.érence																													
	rejet																													

Carré noir : présence ; Carré blanc : manque de données ; P : printemps ; E : été ; A : automne

Tableau 3.6 : Identification par l'ancienne méthode, des souches de vibrions halophiles par saison et par point de 1992 à 2005

Les résultats obtenus avec la méthode EDF, depuis 2004, sont présentés dans le tableau 3.7. Ils forment le début d'une série pluriannuelle qui sera d'ici quelques années, assez représentative des fréquences d'apparition des souches de vibrions halophiles à Paluel et pourra alors être comparée aux séries obtenues sur les autres sites de production électronucléaire EDF de bord de mer.

		METHODE EDF																												
Vibrio	Station	Année / Saison																												
		2004			2005			2006			2007			2008			2009													
		P	E	A	P	E	A	P	E	A	P	E	A	P	E	A	P	E	A											
V. vulnificus	canal																													
	réf.érence																													
	rejet																													
V. alginolyticus	canal																													
	réf.érence																													
	rejet																													
V. parahemol.	canal																													
	réf.érence																													
	rejet																													
V. cholerae	canal																													
	réf.érence																													
	rejet																													

Tableau 3.7 : Identification des souches de vibrions halophiles par la nouvelle méthode, par saison et par point de 2004 à 2009

Les souches *V. vulnificus* et *V. alginolyticus* sont régulièrement observées sur le site de Paluel depuis 2004 (tableau 3.5). Mais cette année encore, aucun vibron *V. vulnificus* n'a été observé. Les vibrions identifiés ont été uniquement *V. alginolyticus*. Cette souche a été identifiée sur tous les points de suivis en été et en automne.

3.3.4.2. Dénombrement des vibrions halophiles en 2009

La figure 3.7 présente le dénombrement des vibrions halophiles totaux pour 2009. Les quantités de vibrions halophiles en 2009 varient d'un vibron par litre (limite de détection de la méthode) en mars à 200 vibrions/L au point *rejet* en juin. Les plus fortes quantités de vibrions ont été généralement enregistrées en été au *rejet* et en automne au *canal*. Cette année, seule la campagne d'automne a été caractérisée par un gradient décroissant côte-large.

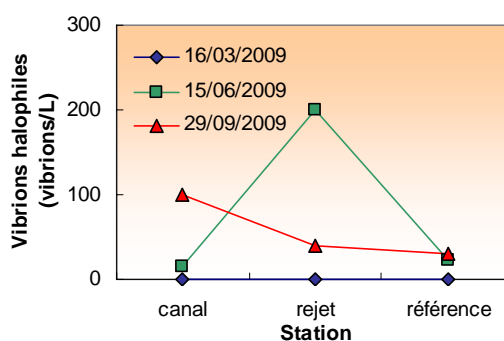


Figure 3.7 : Dénombrement des vibrions halophiles totaux en 2009 avec la méthode EDF

L'évolution du dénombrement des souches *V. alginolyticus* et *V. vulnificus* depuis 2004 est présentée sur la figure figure 3.8. Cette figure indique une diminution des quantités de vibrions halophiles *V. alginolyticus* par rapport à 2008 en été et une faible augmentation en automne. Les points *rejet* et *canal* restent généralement toujours caractérisés par les plus fortes quantités de vibrions. Cette année, les données de surveillance confirment cette observation. Néanmoins, il est difficile d'en déduire une tendance générale en raison de la forte variabilité naturelle de ce paramètre dans l'eau de mer.

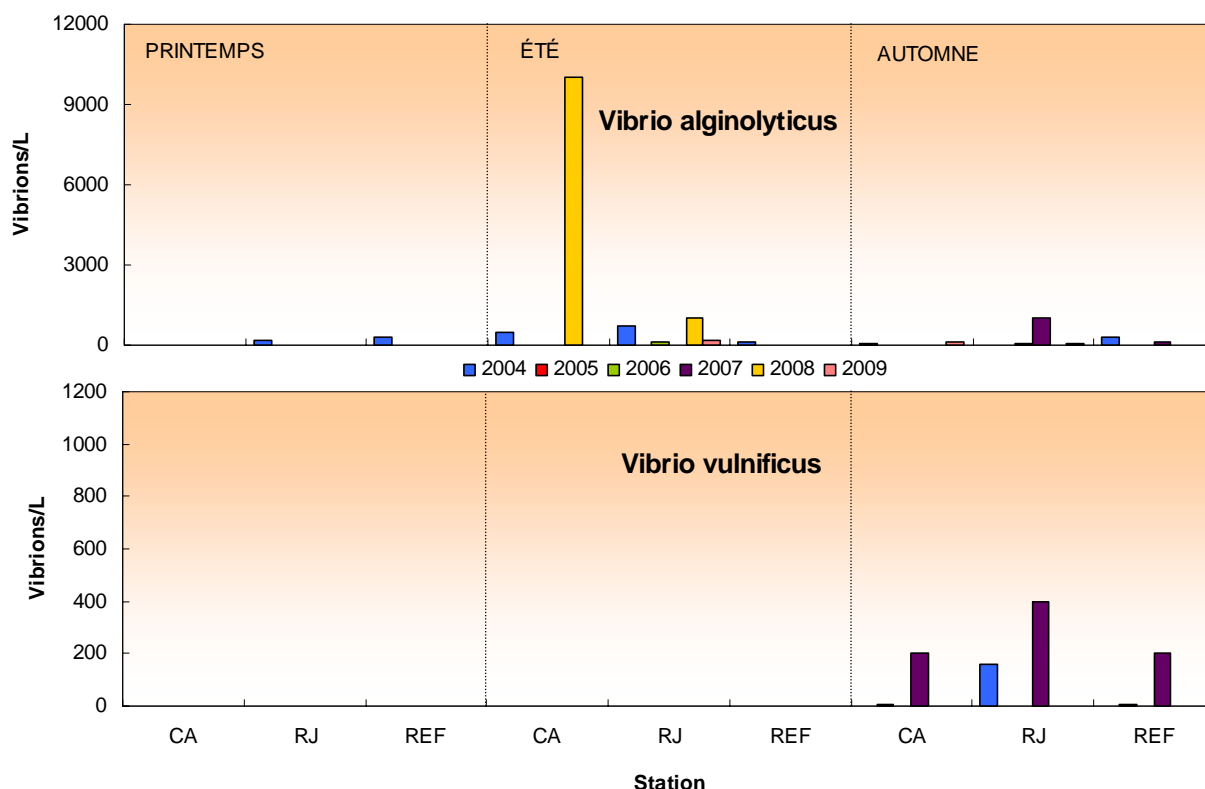


Figure 3.8 : Dénombrement des souches *V. alginolyticus* et *V. vulnificus* entre 2004 et 2009 avec la méthode EDF

Quantitativement, les souches de *V. alginolyticus* et *V. vulnificus* dominent généralement les peuplements de vibrions halophiles depuis 2004.

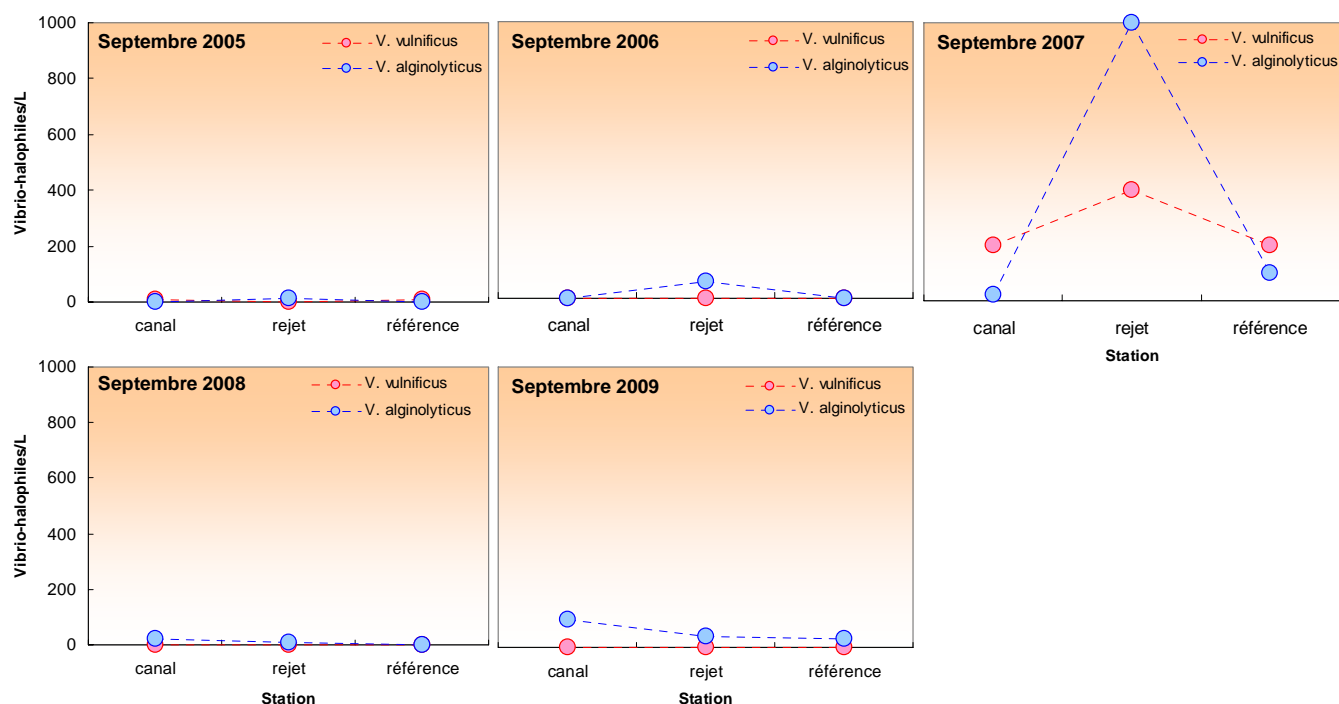


Figure 3.9 : Dénombrement des principales souches de vibrions halophiles entre septembre 2005 et 2009

Cette année aucune souche *V. vulnificus* n'a été identifiée. La distribution spatiale de ces deux souches de vibrions évolue donc différemment selon les années et les points suivis, avec tout de même une nette domination de *V. alginolyticus* (figure 3.9).

3.3.4.3. Approche statistique

Les dénombrements de vibrions halophiles selon la méthode EDF, sont réalisés sur les échantillons des eaux proches de la centrale de Paluel depuis 2004. Les données collectées ne sont pour l'instant pas assez nombreuses pour réaliser une approche statistique robuste.

3.4. Conclusions

Les concentrations en germes totaux ont été très élevées en 2009 sur tous les points de surveillance. Ces données 2009 confirment la hausse observée en 2008 et contrastent avec la remarquable stabilité des concentrations établie sur la période 1996-2007. Ainsi en 2009, les abondances de germes totaux représentent maintenant les plus fortes abondances depuis le début du programme de surveillance. Il est toutefois difficile, et prématuré, de tirer des conclusions sur une éventuelle perturbation du milieu. Le changement récent de laboratoire d'analyse coïncide avec la hausse observée. Il peut avoir une forte influence étant donnée que les dénombrements reposent essentiellement sur l'identification visuelle par l'opérateur.

Les quantités de germes revivifiables des campagnes de 2009 sont restées faibles et généralement similaires à celles observées sur la période 1988-2008. Au niveau du point *rejet* en automne, les quantités de germes revivifiables, qui avaient été très importantes en 2007, présentent comme en 2008 des niveaux bas et même inférieurs à la médiane pluriannuelle établie sur la période 1992-2008. La distribution des germes revivifiables en 2009 n'a pas été caractérisée par un net gradient décroissant côte-large marqué comme les années précédentes.

L'identification de vibrions halophiles, suivant la méthode EDF, confirme la dominance depuis 1999 de la souche de *Vibrio alginolyticus* dans les eaux proches de la centrale de Paluel. Aucun autre vibrio n'a été identifié en 2009.

Les quantités de vibrions halophiles dénombrées en 2009, présentent une diminution en été et une faible augmentation en automne par rapport à 2008. Quantitativement, la souche *V. alginolyticus* domine toujours les peuplements de vibrions halophiles des eaux proches de la centrale de Paluel puisque la souche *V. vulnificus* n'a pas été identifiée en 2009 pour la deuxième année consécutive.

Malgré à nouveau une certaine réserve quant aux abondances en germes totaux observées cette année, l'étude des divers paramètres du compartiment microbiologique semble indiquer l'absence d'un déséquilibre significatif du milieu dû à l'activité de la centrale de Paluel.

4. Le Phytoplancton

Rédaction

Pascal Claquin (Université de Caen)
Philippe Monbet (LERFBN & LERN)

Dénombrements

Sylvaine Françoise (LERN)
Liliane Fiant (LERN)

Mesures PAM

Emilie Rabiller (LERN)
Sylvaine Françoise (LERN)

Traitement des images satellite

Francis Gohin (DYNECO-PELAGOS)

Prélèvements et Analyses

Sylvaine Françoise (LERN)
Vincent Justome (LERN)
Philippe Riou (LERN)
Laure Lamort (LERN)
Frank Maheux (LERN)
Olivier Pierre-Duplessix (LERN)
Emilie Rabiller (LERN)

4.1. Introduction

L'étude des paramètres photosynthétiques des peuplements phytoplanctoniques, complétée par la mesure de la biomasse et par l'identification et le dénombrement des cellules, permet de suivre l'évolution des peuplements et d'évaluer l'influence des facteurs abiotiques sur les communautés.

Les paramètres photosynthétiques d'une communauté phytoplanctonique dépendent de la quantité et de la qualité des pigments contenus dans les chloroplastes, de la quantité d'énergie lumineuse reçue, de la température et de la concentration en sels nutritifs du milieu. La biomasse du phytoplancton est souvent exprimée en concentration de chlorophylle *a* présente dans l'ensemble des organismes autotrophes. La production primaire met en évidence la vitesse de reproduction des peuplements phytoplanctoniques tandis que le paramètre *abondance cellulaire* permet de caractériser une population phytoplanctonique par le dénombrement et l'identification de ses cellules.

A l'aide des paramètres précités, ce chapitre traite des résultats quantitatifs et qualitatifs obtenus sur les peuplements phytoplanctoniques lors des trois campagnes de surveillance réalisées en 2009 à Paluel.

4.2. Matériel et méthode

Les prélèvements d'eau en vue de l'étude du phytoplancton ont été réalisés aux mêmes points et niveaux que pour les paramètres physico-chimiques et avec le même matériel (voir chapitre 2.1.). Les prélèvements sont effectués avec des bouteilles Niskin, en surface pour les points *canal* et *rejet*, et en surface et à mi-profondeur pour le point *référence*. A chaque point de prélèvement, trois réplicats sont prélevés pour les analyses de production primaire, les valeurs présentées correspondent à la moyenne des trois réplicats.

4.2.1. Mesure de la chlorophylle

La quantité de chlorophylle *a* est mesurée par la méthode spectrophotométrique monochromatique de Lorenzen (1967). Un échantillon d'un litre environ est filtré aussitôt après le prélèvement sur une membrane en fibre de verre type GF/F (Whatman).

Les filtres sont ensuite congelés à l'obscurité jusqu'au dosage. Le protocole d'extraction est réalisé à l'aide d'un mélange acétone/eau (v/v 90/10) pendant 18 heures à l'obscurité. Après centrifugation à 3000 tours/min pendant 15 minutes, le surnageant est placé dans une cuve de 10 cm de trajet optique. L'absorption est alors mesurée à différentes longueurs d'onde, dans un premier temps sans acidification, puis après acidification (Aminot et Kérouel, 2004).

4.2.2. Mesure de la production primaire

Un fluoromètre modulé (Pulse amplitude Modulated –PAM- Walz) permet de mesurer des variations de fluorescence au niveau du photosystème II des cellules phytoplanctoniques et ainsi de déterminer la production potentielle maximale d'un peuplement *in vivo* (Falkowski et Raven, 2007 ; Sakshaug *et al.*, 1997). Cette méthode permet également d'estimer l'état physiologique du peuplement. Le transfert d'énergie au niveau de l'appareil photosynthétique (photosystème II)

des cellules phytoplanctoniques peut être modifié lorsque les cellules sont stressées par des facteurs environnementaux tels que la limitation en nutriments ou une très forte lumière.

Principe de la méthode : quand un photon est absorbé par une molécule de chlorophylle, un électron passe d'un stade stationnaire à un stade excité. Le retour au stade stationnaire est accompagné d'une dissipation de l'énergie sous forme de fluorescence (3-5 % *in vivo*). L'émission de fluorescence est une des trois voies possibles de dissipation de cette énergie, car l'essentiel est utilisé dans les processus photochimiques qui mènent à la production de la matière organique par la cellule. Une plus faible quantité passe dans des processus de dissipation de chaleur.

En modulant l'intensité lumineuse sur les cellules, il est alors possible de mesurer la fluorescence émise, qui elle, est proportionnelle à la part d'énergie utilisée pour la photosynthèse, et donc également à la production primaire. L'instrumentation utilisée (Water-Pam, Walz) permet de réaliser sur un petit échantillon d'eau de mer, des nombreuses mesures de fluorescence avec une gamme étendue d'éclairages calibrés en quelques minutes.

Pour chaque point de suivi, sont ainsi obtenues expérimentalement des courbes construites avec les rapports de fluorescence en fonction des l'intensité lumineuse. Ce nuage de points est ensuite ajusté mathématiquement par un modèle (modèle de Webb), afin de déterminer les paramètres photosynthétiques caractéristiques dont rETRmax qui correspond à la capacité maximale de production de l'échantillon.

Le paramètre rETR représente le taux de transport des électrons (Electron transport rate – ETR) au niveau du photosystème PSII.

Un autre paramètre intéressant est l'efficacité quantique maximale du PSII, $Y_{\max} = (F_m - F_o) / F_m$. Il est défini comme la différence des fluorescences maximale et minimale sur la fluorescence maximale après dix minutes de repos de l'échantillon à l'obscurité. L'état physiologique du peuplement peut ainsi être évalué.

4.2.3. Etude systématique du phytoplankton

Des échantillons de 100 mL sont fixés au Lugol acide à bord du bateau immédiatement après les prélèvements. Au laboratoire, des fractions de 10 mL sont mises à décanter dans des cuves pendant 4 heures selon la technique d'Utermöhl (Utermöhl, 1958). L'identification et le comptage des espèces s'effectuent au microscope inversé OLYMPUS à contraste de phase. Un minimum de 100 cellules est dénombré afin d'obtenir une précision de $\pm 20\%$ (Lund, 1958). Les résultats sont exprimés en nombre de cellules d'espèce par litre.

4.2.4. Télédétection satellitaire

Les images des climatologies de la chlorophylle ont été obtenues avec l'algorithme développé à l'Ifremer (Gohin *et al.*, 2002) sur la série d'images obtenues par les cameras SeaWiFS et MODIS entre 1998 et 2007. Les images quotidiennes de la série 2009 sont celles de la camera MODIS traitées avec le même algorithme et mises à disposition par le projet MarCoast.

4.3. Résultats

Les résultats obtenus en 2009 sont donnés dans le tableau 4.1 ci-dessous :

		CANAL	REJET	REFERENCE	
				surface	mi-prof.
16-mars	Chlorophylle a ($\mu\text{g/L}$)	0,64	0,62	0,48	0,37
	Phéopigments ($\mu\text{g/L}$)	0,08	0,15	0,05	0,05
	rETR (unités relatives)	81	170	145	133
	Microphytoplancton (cel/L)	130000	86000	78400	210600
15-juin	Chlorophylle a ($\mu\text{g/L}$)	4,12	4,91	5,92	5,68
	Phéopigments ($\mu\text{g/L}$)	0,05	0,05	0,05	0,05
	rETR (unités relatives)	159	123	146	106
	Microphytoplancton (cel/L)	357800	544000	437700	379600
29-septembre	Chlorophylle a ($\mu\text{g/L}$)	0,93	0,71	0,90	0,95
	Phéopigments ($\mu\text{g/L}$)	0,15	0,11	0,05	0,05
	rETR (unités relatives)	160	117	179	149
	Microphytoplancton (cel/L)	16100	19100	18400	13800

Tableau 4.1 : Valeurs des paramètres phytoplanctoniques au droit de la centrale de Paluel en 2009

4.3.1. Biomasse chlorophyllienne

4.3.1.1. Variations spatiales et saisonnières de la chlorophylle

Au cours de l'année 2009, les valeurs de chlorophylle ont été comprises entre 0,37 $\mu\text{g/L}$ au point référence mi-profondeur en mars et 5,92 $\mu\text{g/L}$ au point référence surface en juin (tableau 4.1).

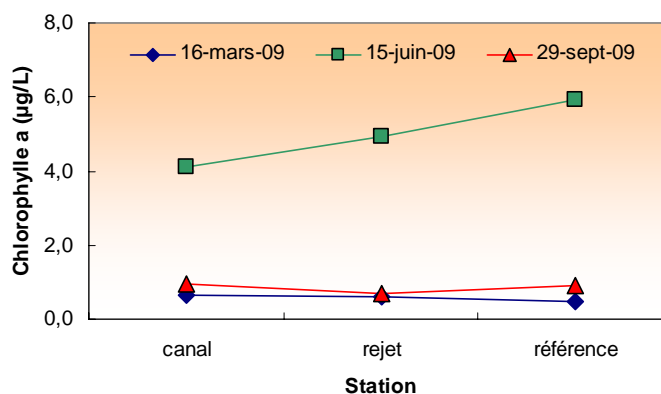


Figure 4.1 : Évolution de la concentration en chlorophylle au cours des trois campagnes de surveillance 2009

La distribution temporelle de la biomasse chlorophyllienne est semblable à celle mesurée en 2008. En 2008, cette distribution avait été considérée comme atypique. En effet, habituellement

le mois de juin est caractérisé par les plus faibles concentrations des trois campagnes. En 2009 en mars un gradient décroissant côte-large est établi. En juin, ce gradient est inversé (Fig. 4.1). En automne les valeurs de la biomasse chlorophyllienne sont similaires à celles de mars.

4.3.1.2. Variations inter-annuelles

La figure 4.2 présente les variations inter-annuelles pour la chlorophylle aux différentes stations et saisons.

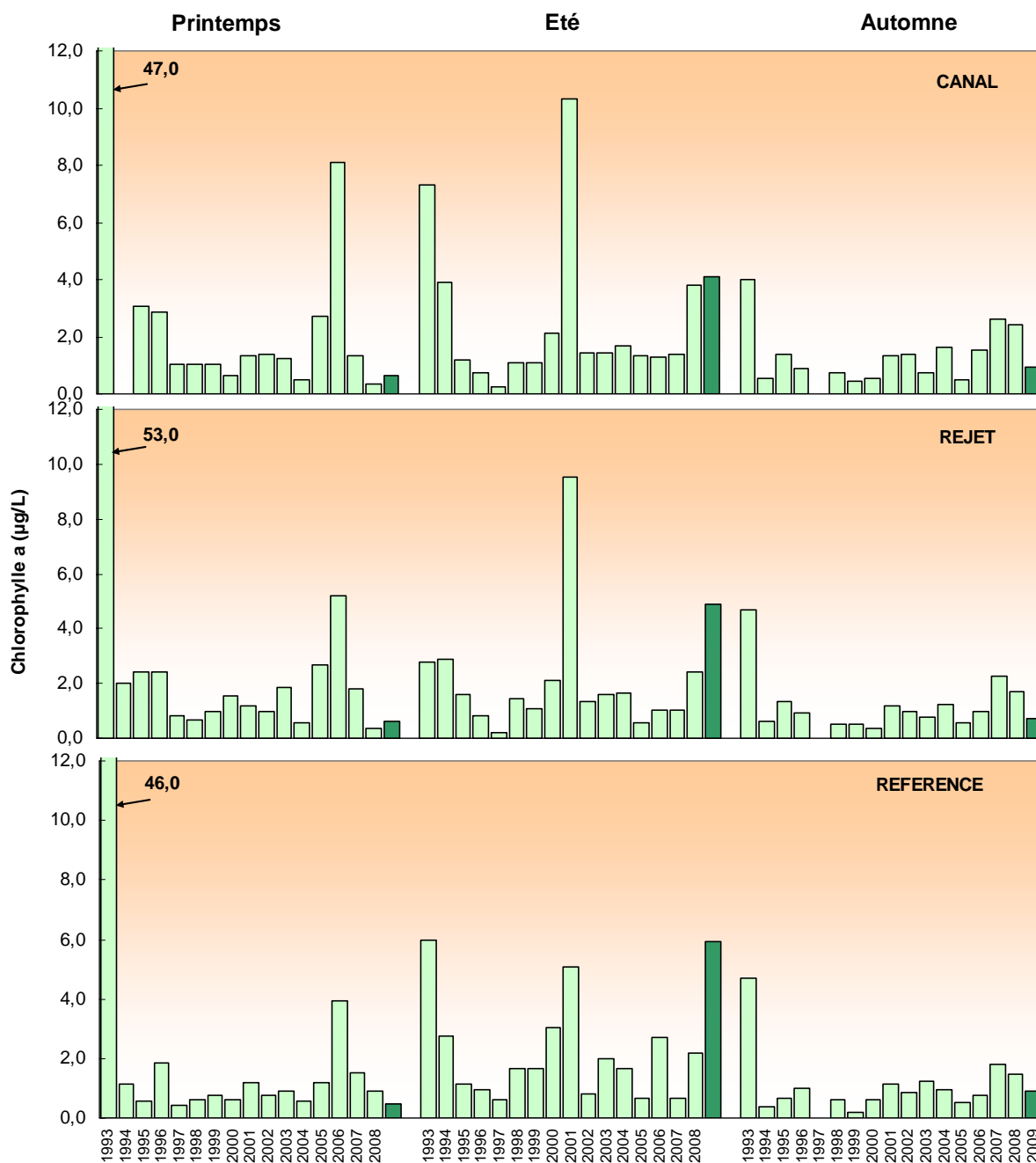


Figure 4.2 : Évolution de la chlorophylle de 1993 à 2009

Les valeurs de chlorophylle enregistrées en mars 2009 aux points *canal* et *rejet* sont environ deux fois plus élevées qu'en 2008. La concentration enregistrée au point *référence* est deux fois plus faible. En juin 2009, l'ensemble des points (*canal*, *rejet*, *référence*) présentent des concentrations supérieures à celles mesurées en 2008. Ces concentrations sont également plus de deux fois supérieures pour les points *rejet* et *référence*. Les concentrations estivales de chlorophylle mesurées aux points *rejet* et *référence* sont respectivement les plus fortes enregistrées en été depuis 2001 et 1993 (figure 4.2). En automne 2009, les valeurs de chlorophylle mesurées pour l'ensemble des points sont inférieures à celles enregistrées en 2008. Des baisses de 61% pour le point *canal*, de 58% pour le point *rejet* et de 40% pour le point *référence* sont observées entre 2008 et 2009 à cette saison.

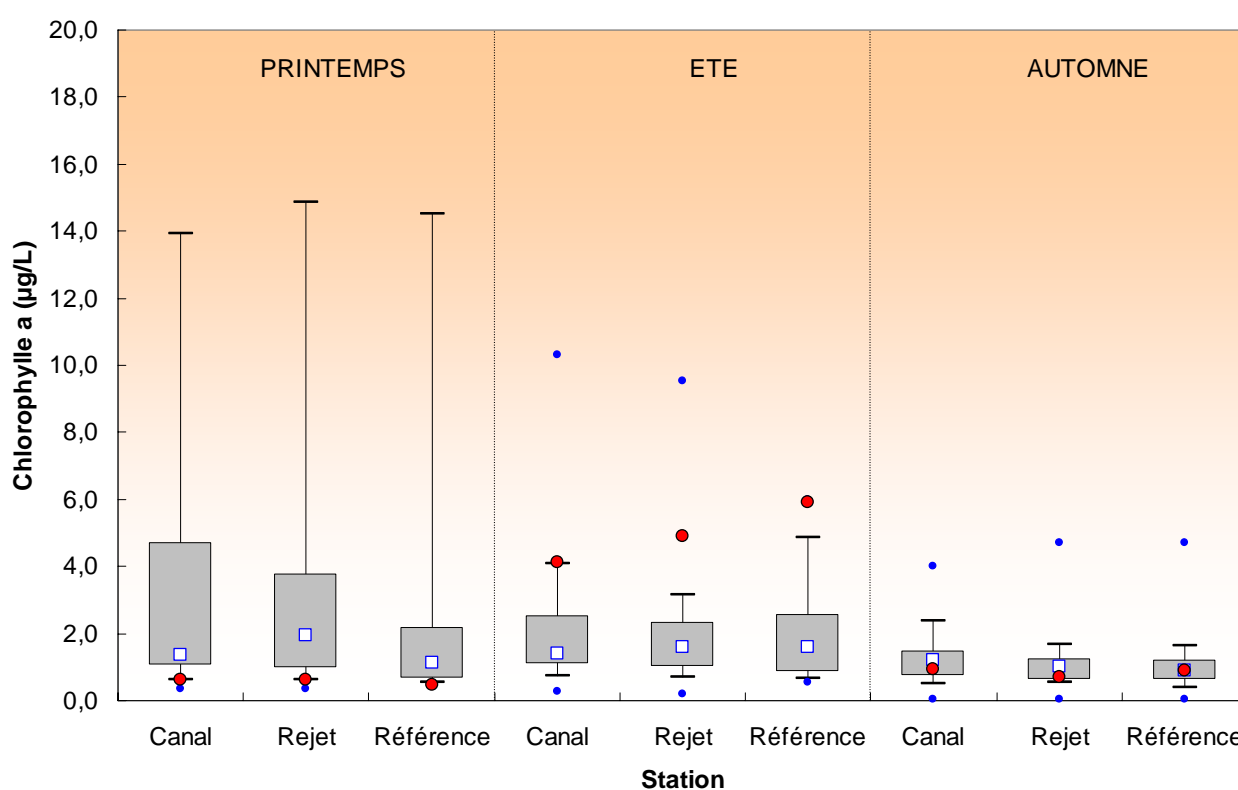


Figure 4.3 : Distribution de la chlorophylle de 1993 à 2009. Le point central représente la médiane (□) ; la boîte englobe 50 % des valeurs (▭) ; les moustaches, 80 % des valeurs (┆). Les points extrêmes, présentent les valeurs maximales et minimales (●). Le point rouge représente la valeur obtenue en 2009 (●)

La figure 4.3 montre une plus forte dispersion des valeurs au printemps par rapport aux deux autres périodes. Ceci est la conséquence du caractère tardif des campagnes menées avant 1994. En été et en automne, les *boîtes* (50 % des valeurs) restent similaires entre elles, avec toutefois une faible variabilité entre les trois points. En été, une plus forte dispersion de valeurs est observée par rapport à l'automne. La série de valeurs enregistrées depuis 1993 lors des campagnes automnales présente une très grande stabilité.

Finalement, les valeurs de chlorophylle mesurées en juin 2009 sont largement au-dessus des médianes, tandis qu'en mars elles se situent en dessous de la série pluriannuelle. Les valeurs enregistrées en septembre 2009 sont proches de la médiane automnale.

4.3.1.3. Approche statistique

Les tests statistiques présentés dans le tableau 4.2 indiquent qu'il n'y a aucune différence significative entre les points échantillonnés aux trois saisons en 2009. En 2008 le point référence était significativement différent au printemps.

COMPARAISON	PRINTEMPS	ÉTÉ	AUTOMNE
CANAL / REJET	0,562	0,237	0,808
REFERENCE / REJET	0,449	0,253	0,358
CANAL / REFERENCE	1,000	0,754	0,153

p-value <0,05 = différence significative ; *p-value* >0,05 = différence non significative

Tableau 4.2 : probabilité associée p des test statistiques sur la chlorophylle a

4.3.1.4. Approche par imagerie satellite

Les valeurs de chlorophylle *a* obtenue par les cameras SeaWiFS et MODIS permettent de suivre l'évolution mensuelle des développements phytoplanktoniques en Manche. Ces images affichent, pour chaque pixel, la moyenne des valeurs obtenues entre 1998 et 2007 (Fig. 4.4). Les observations de 2009 (Fig. 4.5) peuvent ainsi être replacées dans ces données de climatologie mensuelle de la chlorophylle *a* en Manche (données 1998-2007, Fig. 4.4).

Les mois de janvier et de février présentent les plus faibles concentrations en chlorophylle. Seul un faible développement est visible en baie de Somme au mois de février. Le mois de mars présente un début d'activité en baie de Seine et un renforcement en baie de Somme. Celui-ci s'étale de part et d'autre de la frontière belge. La côte ouest du Cotentin présente une faible augmentation de la chlorophylle entre Granville, les îles anglo-normandes et Barneville. Au mois d'avril, l'augmentation des concentrations se poursuit ainsi que leur développement sur le plan spatial. En baie de Seine, les plus fortes concentrations se situent en baie de Veys et à l'embouchure de la Seine, tandis que le développement en baie de Somme descend jusqu'à Dieppe. La zone comprise entre Antifer et Saint Valéry en Caux reste la moins affectée par ces développements. La région ouest du Cotentin est caractérisée par une hausse des concentrations en chlorophylle. En mai, toutes les zones côtières sont caractérisées par les plus fortes concentrations annuelles. Des concentrations supérieures à 2 µg/L sont observées au large des baies de Seine et de la Somme. De Granville à la pointe de Jobourg les valeurs de chlorophylle commencent déjà à diminuer lentement. Au mois de juin, les concentrations en chlorophylle diminuent sur les côtes anglaises, mais restent sensiblement similaires à celles de mai en France. Un développement phytoplanktonique de forte étendue est par ailleurs observé entre la pointe de la Bretagne et la Cornouaille anglaise.

De Dunkerque à Cherbourg, la situation observée en juillet est similaire à celle de juin. Les forts développements en Mer du Nord disparaissent et les concentrations sur la côte ouest du Cotentin diminuent. L'image de juillet est semblable à celle du mois d'avril, où les plus fortes concentrations sont localisées dans les baies de Seine et de Somme, avec une zone de transition située entre Antifer et Saint Valéry en Caux.

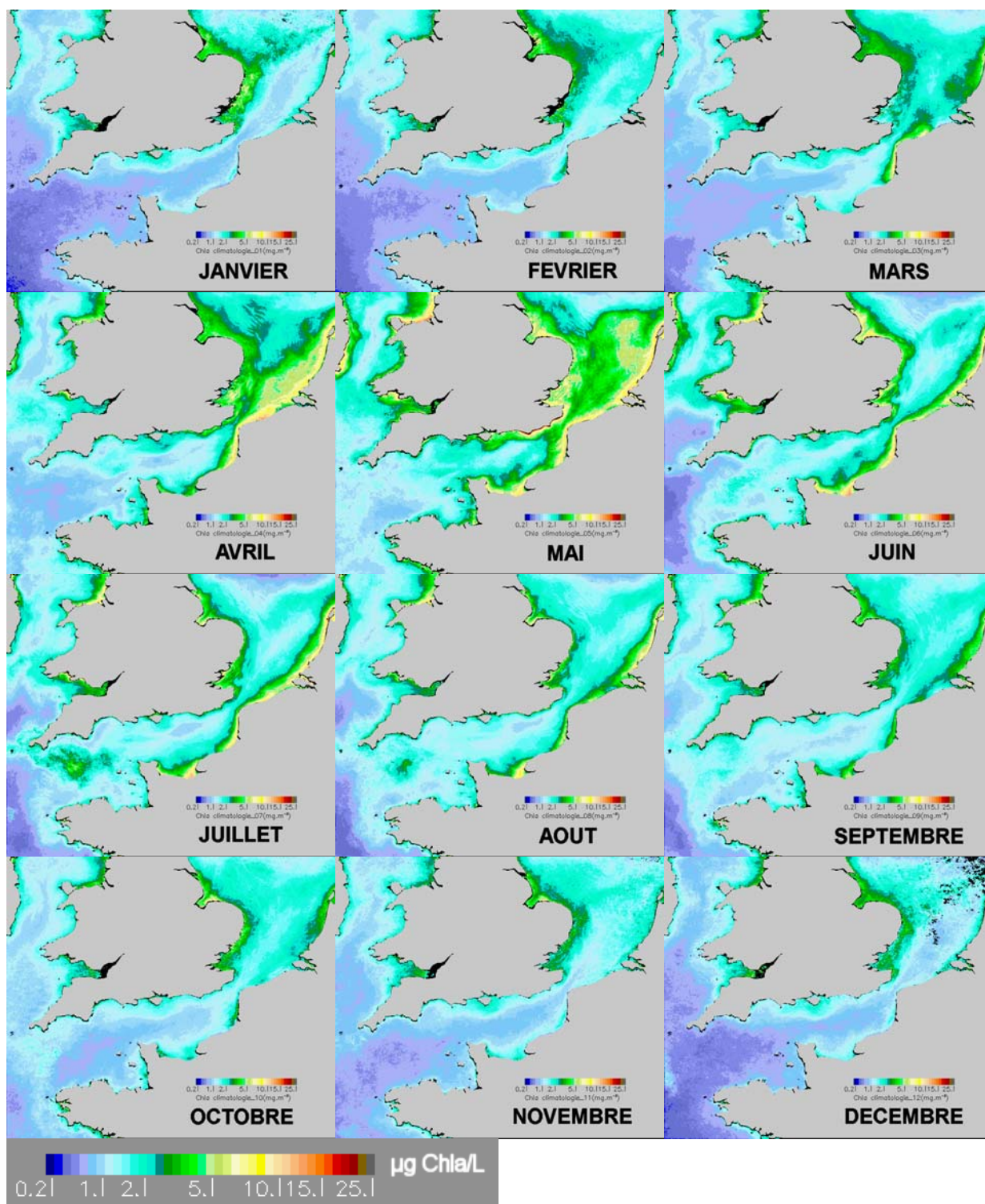


Figure 4.4 : Climatologie mensuelle de la chlorophylle *a* en Manche obtenue après traitement des images des cameras SeaWiFS et MODIS entre 1998 et 2007 avec l'algorithme Ifremer

Le début d'efflorescence, présent en juin au milieu de la Manche occidentale, est maintenant mieux développé. C'est dans cette région que chaque année, suite à la stratification de la colonne d'eau, de fortes efflorescences de dinoflagellés apparaissent. Les plus fortes concentrations en chlorophylle du mois d'août se situent à l'embouchure de la Seine et de la Somme ; une

diminution sensible est perceptible dans la partie occidentale de la baie de Seine. Cette diminution se poursuit en septembre, avec des eaux de plus en plus pauvres en chlorophylle. Une faible activité phytoplanctonique subsiste cependant sur la côte ouest du Cotentin. D'octobre à décembre les eaux deviennent de plus en plus bleues. La côte orientale de l'Angleterre et le fond des grandes baies, comme celle de la Tamise, sont toutefois encore caractérisées par des concentrations supérieures à $2 \mu\text{g/L}$.

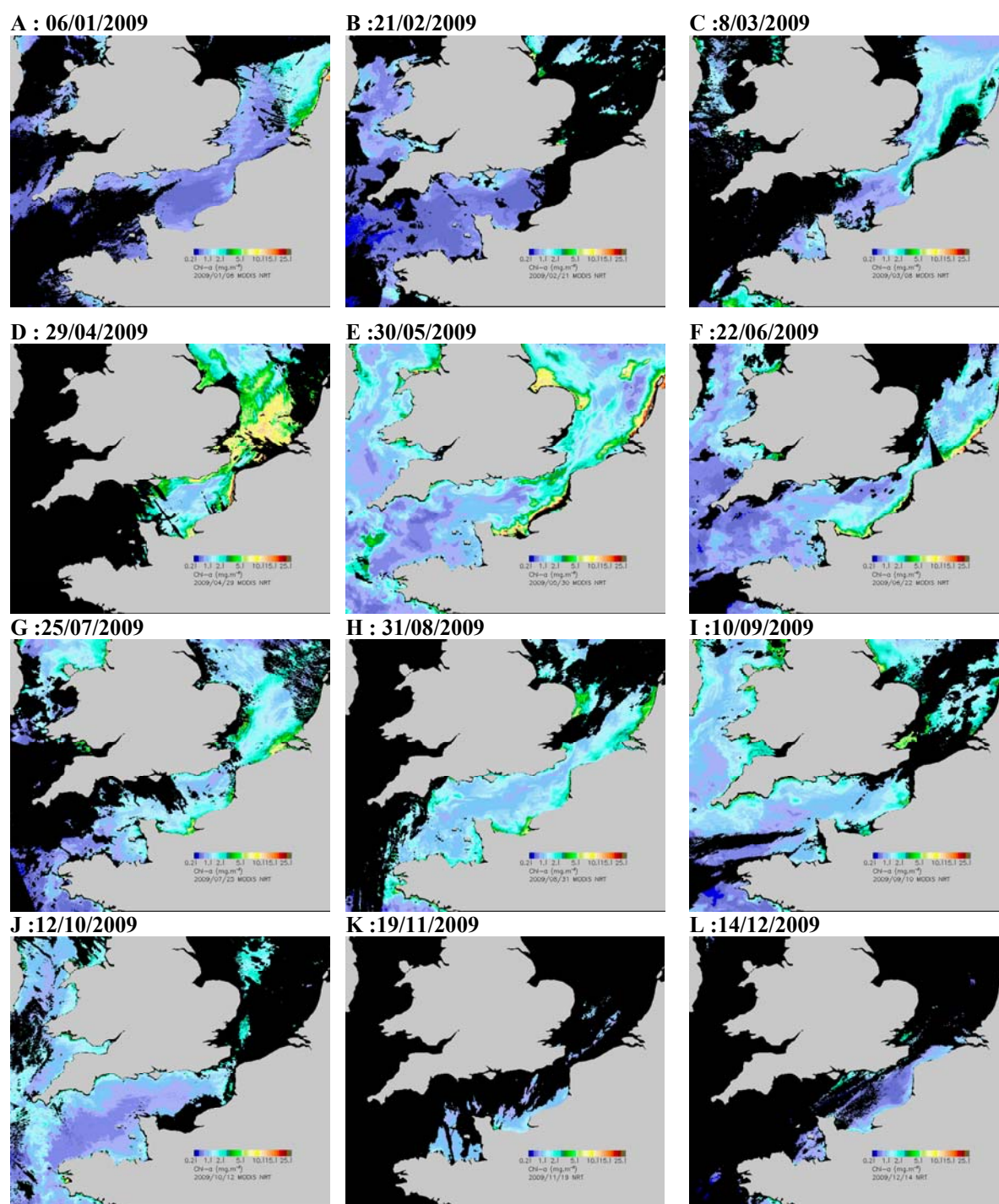


Figure 4.5 : Série d'images 2009 obtenues par la caméra MODIS et traitées avec l'algorithme Ifremer pour la chlorophylle

La comparaison des images obtenues en 2009 par rapport à la climatologie 1998-2007, indique que les variations observées en 2009 se situent globalement dans la moyenne pluriannuelle et sont conformes à la dynamique décrite par la climatologie mensuelle de la chlorophylle *a* en Manche.

4.3.2. Production primaire

La nouvelle méthode d'évaluation de la production primaire potentielle, utilisée pour la première fois lors des campagnes 2007, permet d'évaluer le paramètre (rETR) pour les trois campagnes annuelles 2009 ainsi que le gradient spatial observé entre les points d'échantillonnage. L'efficacité quantique maximale (Y_{\max}) renseigne également sur l'état physiologique du peuplement. Une valeur de $Y_{\max} \geq 0,6$ indique un très bon état ; $Y_{\max} = 0,5$ bon état ; $Y_{\max} = 0,4$ à $0,3$ moyen à mauvais et un $Y_{\max} < 0,3$ met en évidence un mauvais à un très mauvais état physiologique des cellules.

4.3.2.1. Variations spatiales et saisonnières de la production primaire (rETR)

Les valeurs mesurées en 2009 sont comprises entre 81 en mars au point *canal* et 179 en septembre au point *référence* (figure 4.6).

Les campagnes de juin et septembre présentent des variations similaires quel que soient les points de prélèvement. Seule la valeur mesurée au point *canal* en mars est inférieure aux autres valeurs observées en 2009. La production primaire mesurée au point *rejet* en mars est aussi supérieure à celle mesurée aux autres saisons. Le niveau de production primaire n'est pas lié à la biomasse chlorophyllienne.

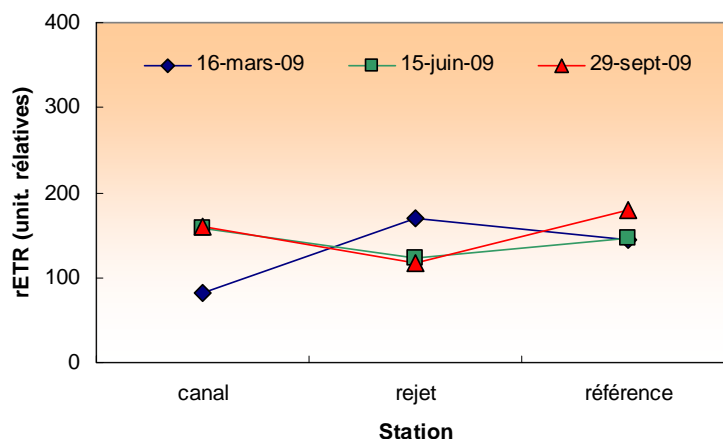


Figure 4.6 : Évolution de la production primaire potentielle (rETR) maximale lors des trois campagnes de surveillance de Paluel en 2009

4.3.2.2. Variations spatiales et saisonnières de l'efficacité quantique maximale (Y_{\max})

La plus forte valeur d'efficacité quantique a été observée au mois de septembre au point *référence* avec $Y_{\max} = 0,55$ (figure 4.7). La plus faible a été enregistrée en mars, où la valeur du point *canal* atteint 0,18. La distribution temporelle de Y_{\max} est globalement en accord avec celle de la production primaire potentielle, mais avec de plus forts écarts de valeurs au printemps. La valeur minimale de Y_{\max} correspond à la valeur minimale de production primaire.

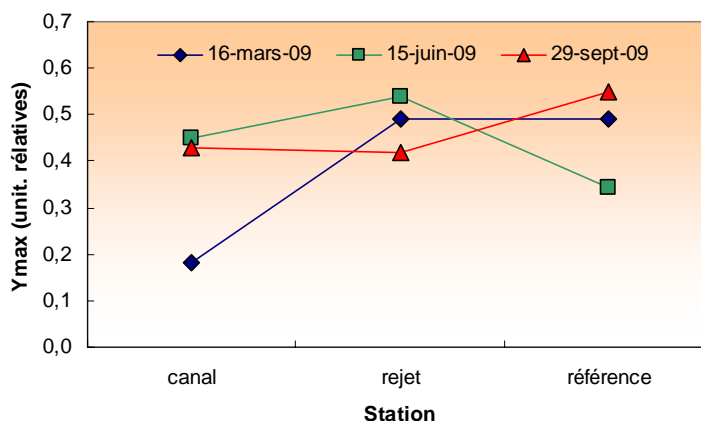


Figure 4.7 : Évolution l'efficacité quantique maximale (Y_{\max}) lors des trois campagnes de surveillance de Paluel en 2009

Les valeurs de Y_{\max} sont toutes inférieures à 0,6, indiquant que les populations n'étaient jamais dans un état physiologique optimal lors des campagnes. Au mois de mars, de fortes différences sont observées entre les valeurs du point *canal* et les autres points d'échantillonnage. Le point côtier (*canal*) présente lors de cette campagne une population phytoplanctonique dans un très mauvais état physiologique.

Les schémas de distributions spatio-temporelles des paramètres rETR et Y_{\max} sont globalement cohérents et similaires. Seule la faible valeur Y_{\max} mesuré au point *référence* en juin (0,34) n'est pas associé à une faible production.

Pendant longtemps, il a été admis que d'une part, le passage des cellules phytoplanctoniques à l'intérieur des échangeurs et d'autre part la chloration, génèrent une mortalité importante des cellules. Ceci est très difficile à vérifier expérimentalement avec des mesures de biomasse chlorophyllienne, principalement en raison d'une variabilité spatiale très importante. La mesure de Y_{\max} permet une véritable estimation de l'état physiologique des peuplements présents au point *rejet*. En 2009, les valeurs de Y_{\max} au *rejet* ne sont pas systématiquement inférieures à celles des autres points d'échantillonnage. Ceci suggère que le transit à travers les échangeurs n'affecte pas l'état physiologique des cellules.

Plus d'années seront nécessaires pour observer une réelle tendance, s'il en existe une. Mais les résultats obtenus en 2007, 2008 et 2009 indiquent que les peuplements phytoplanctoniques ne sont significativement pas affectés par l'augmentation de la température de l'eau (~30 °C) au cours de leur rapide transit dans l'échangeur. Les taux de mélange de 80 à 90 % à quelques dizaines de mètres des grilles de rejet diminuent certainement le signal de mortalité, mais si des mortalités massives existaient, elles seraient perceptibles et quantifiables.

4.3.2.3. Approche statistique

Les tests statistiques réalisés sur les autres paramètres (chlorophylle a) ne sont pas applicables à celui-ci à cause du faible nombre de données encore disponibles. Des tests d'analyse de la variance (ANOVA) sur les résultats des triplicats du paramètre Y_{\max} sont alors réalisés.

COMPARAISON	PRINTEMPS	ÉTÉ	AUTOMNE
CANAL	X	X	X
REJET	X	X	X
RÉFÉRENCE SURFACE	X	X	X
REFERENCE MI-PROFONDEUR	X	X X	X
Probabilité associé p	<0,001	<0,001	0,322

p -value <0,05 = différence significative ; p -value >0,05 = différence non significative
Des croix (X) sur la même colonne indiquent l'homogénéité des mesures sur les points

Tableau 4.3 : homogénéité des groupes et probabilité associée p des tests statistiques sur Y_{\max} (3 réplicats)

Le tableau 4.3 présente les résultats des tests statistiques sur l'homogénéité de la valeur Y_{\max} par campagne. Pour la campagne d'automne, les croix se trouvent sur la même colonne, indiquant qu'aucune différence significative n'est observée entre les points. Les différences de valeurs observées doivent donc être prises comme la représentation de la variabilité aléatoire du même échantillon. Au printemps, seul le point canal présente une différence significative avec les autres points ($p < 0,001$). En été par contre, la probabilité associée est également $< 0,001$, ce qui montre une différence entre les valeurs de Y_{\max} , cependant certains groupes restent homogènes (*canal / référence mi-profondeur ; rejet / référence mi-profondeur*).

4.3.3. Microphytoplankton

4.3.3.1. Variations spatiales et saisonnières du microphytoplankton

Les dénombrements microphytoplanktoniques effectués en 2009 sont présentés sur la figure 4.8 ci-dessous. Ils sont exprimés en nombre de cellules par litre. Les plus fortes abondances de surface sont observées au point *rejet* en juin avec 544000 cellules/L et les plus faibles au point *canal* en septembre avec 16100 cellules/L.

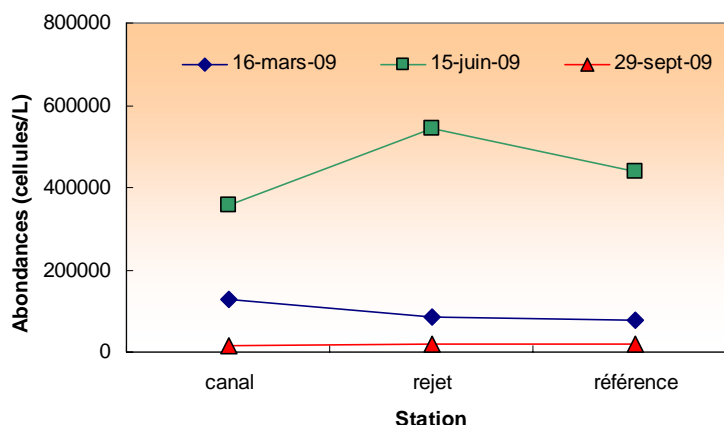


Figure 4.8 : Abondances du microphytoplankton au cours de l'année 2009

L'abondance des cellules phytoplanktoniques est largement supérieure en juin par rapport à mars et septembre. La forte abondance mesurée au point *rejet* en juin ne correspond pas au maximum de concentration en chlorophylle mesuré au point *référence* le même jour. Aucun gradient croissant côte-large n'est mis en évidence lors des campagnes trois campagnes de mars, juin et septembre.

4.3.3.2. Variations inter-annuelles

Les abondances cellulaires enregistrées depuis 1993 sont présentées sur la figure 4.9. Les valeurs observées au printemps et en été 2009 sont supérieures à celles observées en 2008 pour les trois points. Les abondances enregistrées en juin 2009 pour les trois points sont les plus fortes valeurs estivales enregistrées depuis 1993. En revanche en automne 2009, l'abondance est plus faible qu'en 2008 pour les trois points.

Cette dynamique est en partie semblable à celle de la biomasse chlorophyllienne (cf. § 4.3.1.2).

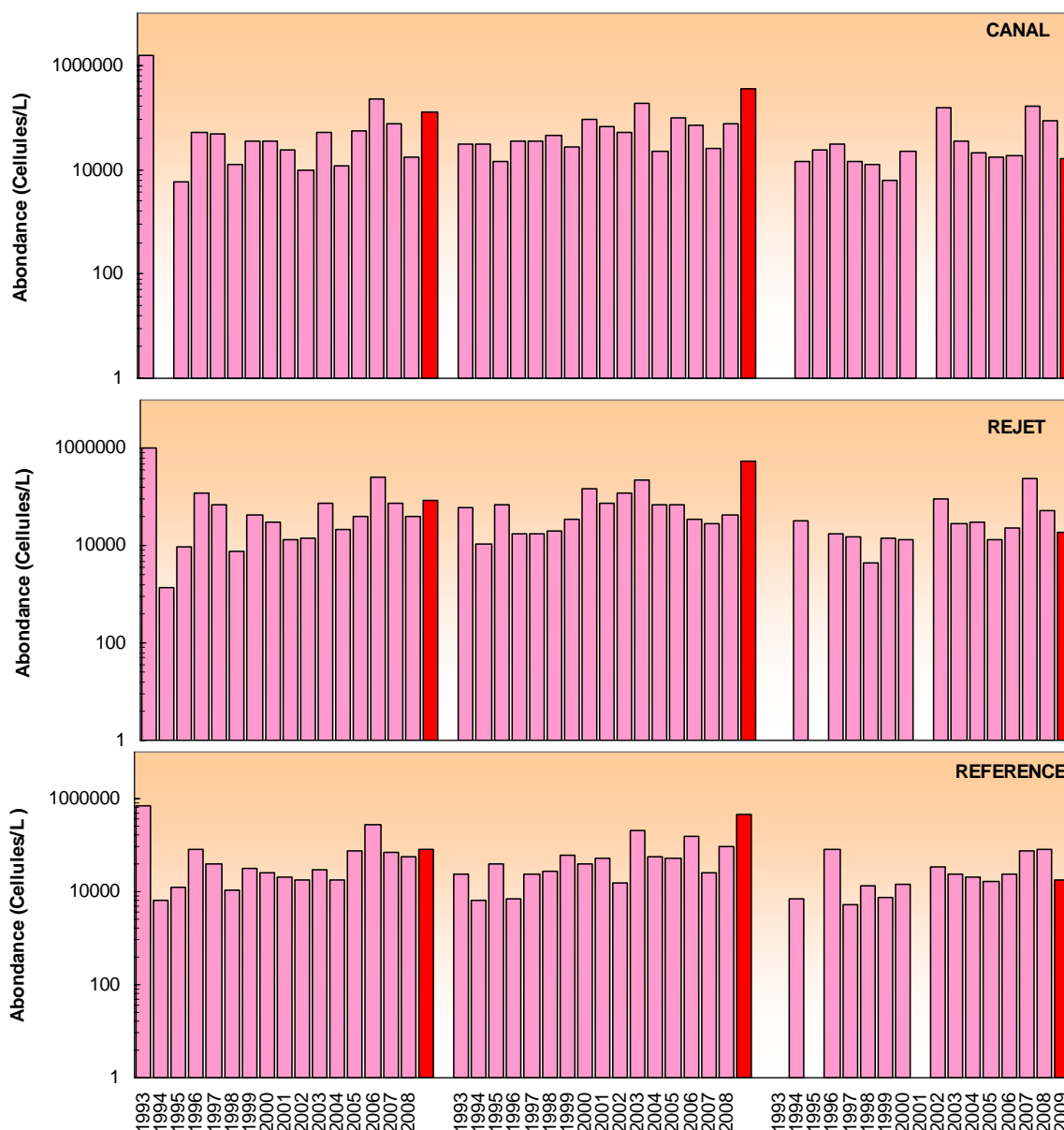


Figure 4.9 : Évolution de l'abondance phytoplanctonique de 1993 à 2009

La figure 4.10 présente l'abondance du microphytoplancton sous forme de boîtes à moustaches. L'abondance présente les plus fortes dispersions au printemps. Les valeurs des campagnes de printemps et d'été 2009 se trouvent nettement au-dessus des médianes. Les valeurs de la campagne d'été sont les plus importantes mesurées depuis 1993. Les valeurs automnales des trois points sont légèrement inférieures à la médiane.

La tendance des médianes pluriannuelles est caractérisée par un faible gradient décroissant côte-large au printemps et en automne pour l'ensemble de campagnes. En été, le point *rejet* présente la plus forte médiane, ce qui est confirmé par les très fortes abondances mesurées lors de la campagne de juin 2009.

Les contraintes physiques du circuit de l'eau de refroidissement dans son ensemble peuvent avoir une influence sur la variabilité spatiale des résultats. En effet, en raison du passage de la masse d'eau à l'intérieur du canal d'amenée et de l'échangeur pendant quelques heures, les mesures au point *rejet* ne sont pas réalisées dans la même masse d'eau que celles des points *canal* et *référence*.

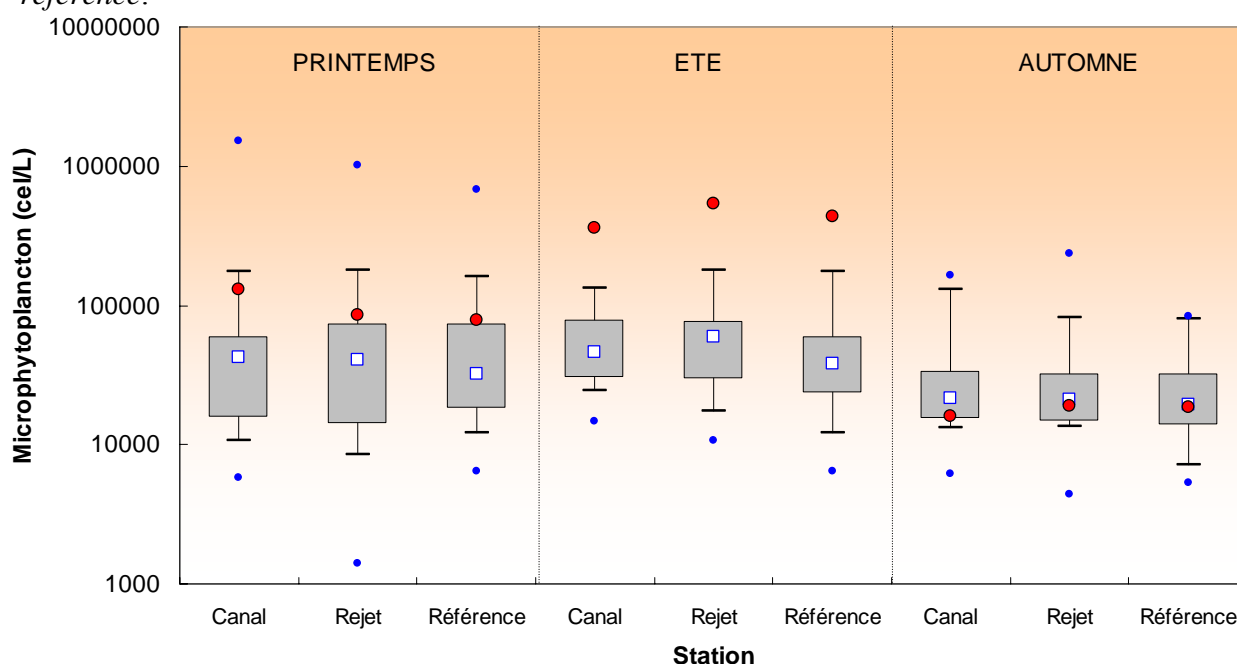


Figure 4.10 : Évolution de l'abondance phytoplanktonique de 1993 à 2009. Le point central représente la médiane (\square) ; la boîte englobe 50 % des valeurs (\square) ; les moustaches, 80 % des valeurs (\perp). Les points extrêmes, présentent les valeurs maximales et minimales (\bullet). Le point rouge représente la valeur obtenue en 2009 (\bullet)

4.3.3.3. Approche statistique

Les résultats des tests statistiques présentés dans le tableau 4.4 indiquent des différences significatives entre le point *référence* les deux points *rejet* et *canal* au printemps. Le caractère plus marin du point *référence* peut expliquer ce résultat. Cette différence est également observée entre le point *référence* et *canal* en automne.

COMPARAISON	PRINTEMPS	ÉTE	AUTOMNE
CANAL / REJET	0,823	0,297	0,070
REFERENCE / REJET	0,001	0,874	0,157
CANAL / REFERENCE	0,011	0,524	0,049

p -value $<0,05$ = différence significative ; p -value $>0,05$ = différence non significative

Tableau 4.4 : probabilité associée p des tests statistiques sur l'abondance phytoplanktonique

4.3.4. Populations phytoplanctoniques observées en 2009

Le but de ce suivi n'est pas d'étudier l'évolution saisonnière de chaque population, mais de détecter un éventuel déséquilibre dans les successions phytoplanctoniques depuis la mise en service de la centrale. Les résultats sont exprimés en nombre de cellules par litre et en dominance (%) par rapport à la population microphytoplanctonique totale.

Certaines espèces ont été regroupées, car difficilement identifiables par microscopie optique. Pour d'autres, l'identification a été arrêtée au niveau du genre ou du groupe algal (classes algales). La fraction microphytoplanctonique en 2009 a été répartie en 4 grands groupes : diatomées, dinoflagellés, euglénophycées et silicoflagellés. En 2009, environ 60 taxons (taxons et 'classes algales') ont été dénombrés. Les diatomées représentent toujours plus de 90 % de la communauté microphytoplanctonique (tableau 4.5).

Campagne	Station	MICROPHYTOPLANCTON				TOTAL	Dinoflagellés %	Diatomées %
		diatomées	dinoflagellés	euglènes	silicoflagellés			
IGA 2009-1	canal	129600	0	0	500	130100	0	100
IGA 2009-1	rejet	85400	600	0	0	86000	1	99
IGA 2009-1	ref surf	78100	0	0	300	78400	0	100
IGA 2009-1	ref 1/2 prof.	196500	13600	0	500	210600	6	93
IGA 2009-2	canal	355400	2400	0	0	357800	1	99
IGA 2009-2	rejet	541600	2400	0	0	544000	0	100
IGA 2009-2	ref surf	436900	800	0	0	437700	0	100
IGA 2009-2	ref 1/2 prof.	378800	800	0	0	379600	0	100
IGA 2009-3	canal	15800	200	0	100	16100	1	98
IGA 2009-3	rejet	19000	100	0	0	19100	1	99
IGA 2009-3	ref surf	17400	600	400	0	18400	3	94
IGA 2009-3	ref 1/2 prof.	13400	300	100	0	13800	2	97

Tableau 4.5 : Abondances des principales classes algales pour l'année 2009

Dans les zones côtières de l'Atlantique nord-est et de la Manche, l'essentiel du microphytoplancton est composé de diatomées. Cependant, bien souvent la fraction nanophytoplanctonique (espèces algales dont la taille est comprise entre 2 µm et 20 µm), difficilement accessible au microscope optique, peut devenir majoritaire tant par son abondance que par sa biomasse (Lampert, 2001). Les Cryptophycées, représentantes du nanophytoplancton, ont été dénombrées avec des abondances comprises entre plusieurs dizaines de milliers de cellules/L à plus de 200000 cellules/L. Ces chiffres donnent la mesure de l'importance de la fraction nanophytoplanctonique. Les raphidophycées sont également associés aux nanophytoplancton et peuvent également atteindre quelques centaines de milliers par litre. Ces chiffres ne traduisent pas de déséquilibre.

Campagne	Station	DIATOMÉES										Cumul %
		RHIZ	MELO	NITZ	CHAE	THAL	SKEL	LEPT	ASTEGLA	THAANIT	NAVI	
IGA 2009-1	canal	0	1	3	6	28	55	0	0	0	0	93
IGA 2009-1	rejet	0	19	6	2	33	32	0	0	0	1	93
IGA 2009-1	ref surf	0	6	2	13	36	31	0	0	0	0	88
IGA 2009-1	ref 1/2 prof.	0	0	49	8	5	34	0	0	0	0	96
IGA 2009-2	canal	58	1	0	37	0	0	0	0	3	0	99
IGA 2009-2	rejet	94	0	0	1	0	0	0	0	1	0	96
IGA 2009-2	ref surf	87	0	0	3	0	1	2	0	2	0	95
IGA 2009-2	ref 1/2 prof.	80	0	0	11	0	0	0	0	3	0	94
IGA 2009-3	canal	3	0	0	0	25	43	0	0	0	2	73
IGA 2009-3	rejet	1	0	0	5	23	48	0	0	8	1	86
IGA 2009-3	ref surf	3	0	6	15	28	0	37	0	7	1	97
IGA 2009-3	ref 1/2 prof.	3	0	3	20	6	61	3	0	0	0	96

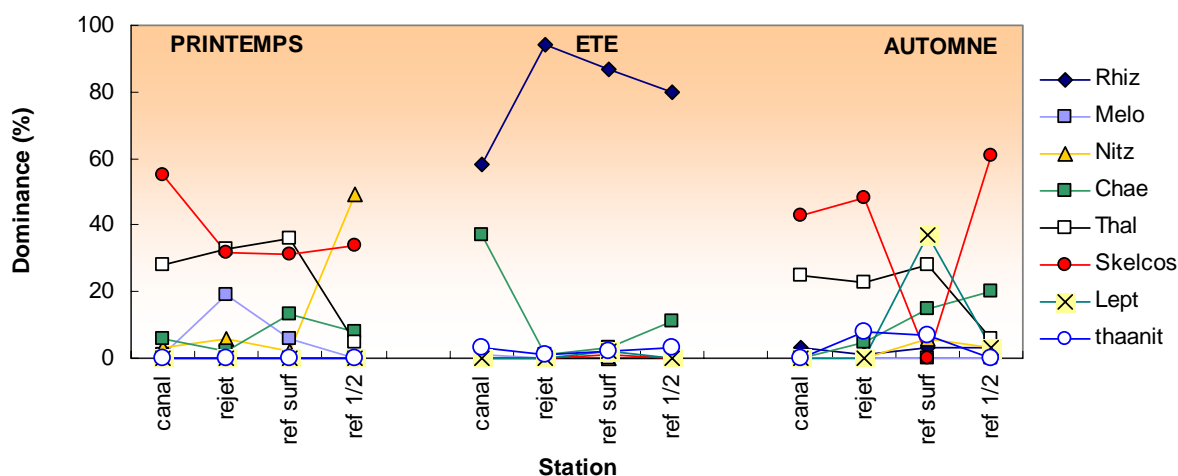
Clefs : **Rhiz** : *Rhizosolenia* ; **Melo** : *Melosira* ; **Thal** : *Thalassiosira* ; **Chae** : *Chaetoceros* ; **Skel** : *Skeletonema costatum*. ; **Thaanit** : *Thalassionema nitzschoides* ; **Plag** : *Plagiogramma* ; **Nitz** : *Nitzschia* ; **Bidd** : *Biddulphia* ; **Navi** : *Navicula* sp.

Tableau 4.6 : Abondances des principaux genres de diatomées pour l'année 2009

Les principales espèces dénombrées en 2009 sont les suivantes :

Mars 2009 :

Les taxons dominants chez les diatomées au printemps sont *Skeletonema costatum* (31 à 55 %), *Thalassiosira* (5 à 36 %), *Chaetoceros* (2 à 13 %) et *Nitzschia* sp. (3 à 49 %). *Nitzschia* sp présente une forte dominance à mi-profondeur du point référence. *Paralia marina* atteint 18 % du peuplement au point rejet, 6% au point référence et 1% au point canal Tous les autres taxons n'ont présenté que des faibles dominances, généralement inférieures à 5 % (tableau 4.6, figure 4.11). Les dinoflagellés représentent 1 % de la communauté microphytoplanktonique au point rejet et 6 % au point référence mi-profondeur. Les autres classes algales ont été très peu observées, avec un maximum de 453 cellules/L pour le silicoflagellé *Dictyocha* sp. Les cryptophycées ont atteint une abondance de 200445 cellules/L au point référence mi-profondeur. Au même point une abondance de 177205 raphidophycées a été mesurée.



Clefs : **Rhiz** : *Rhizosolenia* ; **Melo** : *Melosira* ; **Nitz** : *Nitzschia* ; **Chae** : *Chaetoceros* ; **Thal** : *Thalassiosira* ; **Skel** : *Skeletonema costatum*. ; **Lept** : *Leptocylindrus* ; **Thaanit** : *Thalassionema nitzschoides*.

Figure 4.11 : Distribution des abondances en diatomées pour l'année 2009

Juin 2009 :

Rhizosolenia est le genre le plus représenté avec une dominance de 58 % au point *canal*, de 94 % au point *rejet* et 87 % au point *référence* en surface. Deux espèces *R. imbricata* et *R. delicatula* partagent cette dominance. Cette forte abondance du genre *Rhizosolenia* est en accord avec la littérature, qui indique l'apparition de ce genre tous les ans sur les côtes françaises de l'Atlantique et de la Manche (Klein et Sournia, 1987). *Chaetoceros*, avec une dominance de 37 % au point *canal* et 11 % au point *référence* mi-profondeur représente le second genre dominant en juin 2009. Les autres genres de diatomées présentent une faible abondance, inférieure à 5 %.

Les dinoflagellés ont été observés uniquement au point *canal* et présentent une faible abondance (2400 cellules/L). Leur dominance ne dépasse pas 1 % sur l'ensemble du microphytoplancton. Cette valeur met en évidence la quasi-absence de dinoflagellés en 2009 lors de la campagne estivale.

Concernant la fraction nanophytoplanctonique les cryptophycées présentent en juin 2009 un maximum au point *référence* (mi-profondeur) avec 84245 cellules/L et un minimum au point *canal* avec 48380 cellules/L.

Septembre 2009 :

L'espèce *Skeletonema costatum*, récemment renommée *S. marinoi*, domine la population microphytoplanctonique aux points *canal* (43 %), *rejet* (48 %) et *référence* à mi-profondeur (61 %). En revanche aucune cellule de *S. costatum* n'a été étonnement observée en surface du point *référence*. Une masse d'eau différente de celle des autres points était probablement présente au moment de l'échantillonnage. Cette masse d'eau de surface au point *référence* est dominée par le genre *Leptocylindrus* (37 %). L'absence de *Leptocylindrus* aux points *canal* et *rejet* confirme la présence de différentes masses d'eau. Le genre *Thalassiosira* présente une faible dominance (6 %) au point *référence* mi-profondeur, mais représente de 23 à 28 % de la population microphytoplanctonique aux autres points. Le genre *Chaetoceros* est aussi bien représenté au point *référence* (15-20 %). Il est peu présent au point *rejet* et absent au point *canal*.

Pendant ce mois de septembre les dominances de dinoflagellés varient de 2 à 3 % au point *référence* et sont de 1 % au point *canal* et *rejet*. Les espèces de dinoflagellés les plus observées en septembre ont été *Prorocentrum*, *Gyrodinium*, *Gonyaulax*, *Gymnodinium* et *Scrippsiella*.

Les euglénophycées ont été observées uniquement au point *référence* avec des abondances qui varient entre 100 et 400 cellules/L.

Le nanophytoplancton présente en septembre 2009 un minimum de cryptophycées de 38400 cellules/L au point *rejet* et un maximum au point *référence* (surface) de 176400 cellules/L.

Les dinoflagellés, bien que minoritaires dans les eaux atlantiques, sont capables de développements rapides qui peuvent conduire à des perturbations majeures de l'écosystème. Les plus fortes dominances sont observées en été et automne, au moment où (1) les nutriments ont été largement assimilés par les diatomées et (2) la masse d'eau est plus stable. La figure 4.12 présente l'évolution de la dominance des dinoflagellés depuis 2002. Les plus faibles valeurs et dispersions sont enregistrées lors de la campagne de printemps. Au cours de cette saison, un

léger gradient côte-large est établi. Ce gradient est présent le reste de l'année, avec de plus faibles dominances à mi-profondeur au point *référence*. En 2009, les dominances de dinoflagellés ont été globalement inférieures aux médianes pluriannuelles pour ensemble de l'année. Seule la valeur du point *référence* mi-profondeur au printemps est au-dessus de la médiane. Le pourcentage atteint (6%) est le plus élevé à ce point et à cette saison depuis 2002.

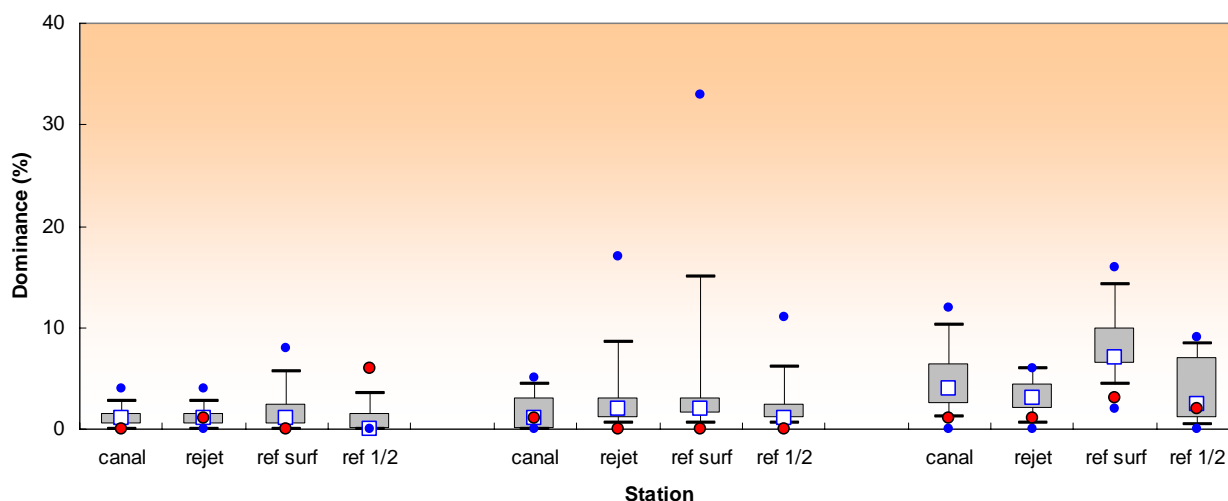


Figure 4.12 : Distribution des dominances de dinoflagellés par point et par campagne depuis 2002

4.3.5. Bilan des résultats obtenus aux points canal et rejet

Le calcul du bilan représente l'écart des valeurs du paramètre concerné observés entre les points *rejet* et *canal*. Ce calcul doit montrer les variations des paramètres de chlorophylle, production primaire et abondance phytoplanctonique entre l'entrée de l'eau dans le canal et sa sortie au niveau du rejet. Son calcul est effectué au moyen de l'équation ci-dessous :

$$- \frac{(V_a - V_r) \times 100}{V_a}$$

Où V_a et V_r représentent respectivement les valeurs (chlorophylle, production primaire ou abondance microphytoplanctonique) observées au *canal d'amenée* et au point *rejet*

En utilisant les valeurs mesurées en 2009 pour les paramètres chlorophylle, production primaire et abondance phytoplanctonique, les valeurs des bilans sont présentées dans le tableau 4.7. Une valeur positive exprime un déficit au point *rejet* par rapport au point *canal*.

(%)	Chlorophylle	Prod. Primaire	Microphytoplancton
16 mars	3	-110	34
15 juin	-19	23	-52
29 Septembre	24	22	-19

Tableau 4.7 : Bilan entre les points *canal* et *rejet* pour la chlorophylle, la production primaire et le microphytoplancton

La chlorophylle présente des déficits au point *rejet* par rapport au point *canal* en mars (3 %) et en septembre (24 %). Une augmentation de 19% est mesurée en juin. La production primaire présente des déficits au point *rejet* en juin et en septembre 2009 (23 et 22 %) alors que pour les abondances phytoplanctoniques, seul le mois de mars présente un déficit.

Comme expliqué dans les précédents rapports, il est impossible de concevoir une augmentation de la biomasse phytoplanctonique lors du passage de l'eau de mer par les échangeurs. Ces différences peuvent s'expliquer par deux phénomènes, l'un à caractère spatial et l'autre temporel. Premièrement, les caractéristiques de la masse d'eau du *rejet* peuvent résulter du mélange des eaux des points *canal* et *référence*. Deuxièmement, le temps de transit de l'eau de mer entre les points *canal* et *rejet* est de quelques heures, alors que les prélèvements sont faits à 30 minutes d'intervalle. Les valeurs ainsi obtenues peuvent donc s'expliquer par la variabilité spatio-temporelle du milieu marin.

4.4. Conclusion

La biomasse chlorophyllienne présente des concentrations comprises entre 0,37 et 5,95 µg/L sur l'ensemble des points et des campagnes 2009. Les biomasses les plus fortes ont été mesurées en juin ce qui est relativement rare. Mais une distribution temporelle similaire de la biomasse chlorophyllienne avait déjà été observée en 2008. Les valeurs de chlorophylle mesurées en juin 2009 sont largement au-dessus des médianes pluriannuelles, tandis qu'en mars elles se situent en dessous de la série pluriannuelle. Les valeurs enregistrées en septembre 2009 sont proches des médianes automnales.

La production primaire potentielle a été caractérisée à travers la mesure de la fluorescence *in vivo* au moyen d'un Pulse Amplitude Modulated (PAM). Les valeurs de rETR vont de 81 au point *canal* en avril, à 179 au point *référence* en septembre. Le niveau de production primaire n'est pas lié à la biomasse chlorophyllienne. L'état physiologique du peuplement est évalué par la mesure de l'efficacité quantique maximale (Y_{max}). Les valeurs 2009 ont été comprises entre 0,18 en mars (*canal*) et 0,55 en septembre (*référence*), indiquant une plus grande dispersion des valeurs par rapport à 2008. Aucune valeur en 2009 n'atteint 0,6 (très bon état physiologique) pouvant ainsi indiquer que les campagnes ont été réalisées avant le début d'une efflorescence ou en fin d'efflorescence.

Les plus fortes abondances cellulaires ont été observées au mois de juin au point *rejet*, avec 544 000 cellules/L et une composition spécifique où les genres *Rhizosolenia* et *Chaetoceros* présentaient les plus fortes dominances des diatomées. Les abondances enregistrées en juin 2009 pour les trois points sont les plus fortes valeurs estivales enregistrées depuis 1993. Les valeurs observées au printemps sont supérieures à celles observées en 2008 pour les trois points. *Skeletonema costatum*, *Thalassiosira*, *Chaetoceros* et *Nitzschia sp* dominent les peuplements de diatomées à cette saison. En revanche en automne 2009, les abondances sont plus faibles qu'en 2008. *Skeletonema costatum* et *Leptocylindrus* dominent les peuplements de diatomées. Mais une hétérogénéité importante des peuplements a été observée entre les points à cette saison révélant la présence de plusieurs masses d'eau.

La dominance des dinoflagellés dans le microphytoplancton atteint un maximum au mois de mars, avec 6 % au point *référence* mi-profondeur. C'est à cette saison que le maximum de silicoflagellés a été également observé. En été et en automne la dominance des dinoflagellés est très limitée et ne dépasse jamais 3 %.

Finalement, les abondances par espèce et par point ainsi que les données de biomasse et de production primaire ne présentent pas de variation pouvant mettre en cause l'activité de la centrale sur le milieu. L'évolution dans le temps de ces paramètres semble cohérente avec les connaissances actuelles de ces paramètres en Manche. Nous ne pouvons donc pas conclure à l'existence d'un déséquilibre du milieu, généré par l'activité de la centrale de Paluel, à partir de l'étude des paramètres suivis dans le compartiment phytoplanctonique en 2009.

5. Le Zooplancton

Rédaction

Elvire Antajan (LERBL)

Analyses

Elvire Antajan (LERBL)

Françoise Vérin (LERBL)

Xavier Philippon (DYNECO-Pelagos)

Prélèvements

Elvire Antajan (LERBL)

Vincent Justome (LERN)

Olivier Pierre-Duplessix (LERN)

5.1. Introduction

Ce chapitre présente l'évolution du zooplancton, maillon de la chaîne alimentaire qui intègre les développements phytoplanctoniques, eux-mêmes dépendants des nutriments disponibles dans l'eau de mer, et soumis aux conditions météorologiques.

5.2. Matériels et méthodes

En 2009, les trois campagnes de prélèvements ont eu lieu les 16 mars, 15 juin et 29 septembre. Lors de chaque campagne, trois points sont étudiés :

- Le point *canal* (situé à l'entrée du canal d'amenée de la centrale) ;
- Le point *rejet* (situé dans les turbulences du rejet) ;
- Le point *référence* (situé au large, au-delà de la zone d'influence de la centrale).

Les échantillons zooplanctoniques sont collectés à l'aide d'un filet à plancton de type WP2 (ouverture 0,25 m², hauteur 261 cm, cylindro-conique, vide de maille 200 µm – Tranter et Smith 1968). Le filet est descendu jusqu'à environ 3 mètres au dessus du fond puis est ramené à la surface à une vitesse de 1 m·s⁻¹. Un volucompteur est attaché à l'entrée du filet afin de connaître précisément le volume d'eau filtré. Pour chaque point de prélèvement deux traits de filet à plancton sont effectués. L'un des deux échantillons collectés est aussitôt filtré à bord sur des soies et congelé afin d'évaluer la biomasse sestonique (mesure du poids sec et composition en carbone et azote), l'autre échantillon est formolé en vue du dénombrement des espèces animales.

5.2.1. Mesure de la biomasse sestonique

Les prélèvements au filet à plancton destinés à la mesure de la biomasse sestonique sont filtrés immédiatement à bord sur des soies de 100 µm pré-pesées, congelées et transportées au laboratoire. Selon la concentration des échantillons plusieurs soies peuvent être nécessaires pour un même échantillon. Ces soies sont ensuite séchées dans une étuve à 60 °C pendant 48 heures. Les soies comportant le plancton séché sont alors pesées et les poids secs, ou biomasses du seston, déduits. Le poids sec récolté et le volume filtré permettent d'évaluer le poids sec (mg) par unité de volume (m³).

Les échantillons de poids sec sont par la suite broyés pour être analysés au CHN LECO pour les dosages de carbone (C) et d'azote (N). L'expression des résultats est obtenue en poids carbone (mg C) ou d'azote (mg N) par unité de volume (m³).

5.2.2. Analyse taxinomique du zooplancton

Les prélèvements zooplanctoniques destinés au dénombrement et identification des espèces animales sont rincés sur un tamis de 200 µm afin d'éliminer le formol et les particules les plus fines qui gênent le comptage du zooplancton. En fonction de la concentration de l'échantillon celui-ci est fractionné en sous-échantillons à la boîte de Motoda (Motoda 1959). Le sous-échantillon est alors placé dans une cuve de Dolffus et dénombré dans sa totalité à la loupe binoculaire (grossissement maximum X 80) en éclairage diascopique. Le dénombrement s'arrête lorsque une classe de tri (*Temora longicornis* : femelle, mâle ou copépodite ; *Oikopleura dioica* ; nauplii de cirripèdes...) atteint un minimum de 100 individus. D'après Frontier (1972) l'erreur relative sur l'estimation du nombre total d'individus est de ± 30 %. Le nombre d'individus comptés est ensuite ramené au volume total de l'échantillon (ind. m⁻³).

La bibliographie utilisée pour l'identification des zooplanctontes est très variée et inclue notamment : les fiches d'identification du plancton CIEM - (1939 - 1986), un manuel d'identification du zooplancton côtier (Todd *et al.*, 1996), et des clés de détermination pour des groupes spécifiques tels que les copépodes pélagiques (Rose, 1933) ou les larves de décapodes (Martin, 2001) par exemple.

5.3. Résultats

Les résultats acquis au cours des différentes campagnes de mesure pour l'année 2009 sur le site de Paluel sont présentés dans le tableau 5.1 :

	PARAMETRES	CANAL	REJET	RÉFÉRENCE
16 MARS 2009	<i>Poids sec (mg. m⁻³)</i>	1,1	23,5	25,3
	<i>Poids de carbone (mg. m⁻³)</i>	–	6,026	2,575
	<i>Poids d'azote (mg. m⁻³)</i>	–	1,109	0,478
	<i>Abondance holoplancton (ind. m⁻³)</i>	11	45	75
	<i>Abondance méroplancton (ind. m⁻³)</i>	1096	450	659
	<i>Abondance zooplancton totale (ind. m⁻³)</i>	1106	494	734
15 JUNI 2009	<i>Poids sec (mg. m⁻³)</i>	10,1	151,0	42,8
	<i>Poids de carbone (mg. m⁻³)</i>	2,220	48,215	12,204
	<i>Poids d'azote (mg. m⁻³)</i>	0,493	15,626	2,821
	<i>Abondance holoplancton (ind. m⁻³)</i>	3237	18906	2803
	<i>Abondance méroplancton (ind. m⁻³)</i>	82	1056	1146
	<i>Abondance zooplancton totale (ind. m⁻³)</i>	3319	19962	3950
29 SEPTEMBRE 2009	<i>Poids sec (mg/m³)</i>	1,4	5,0	6,9
	<i>Poids de carbone (mg/m³)</i>	0,077	1,040	2,247
	<i>Poids d'azote (mg/m³)</i>	0,003	0,203	0,620
	<i>Abondance holoplancton (ind. m⁻³)</i>	25	82	501
	<i>Abondance méroplancton (ind. m⁻³)</i>	1	1	3
	<i>Abondance zooplancton totale (ind. m⁻³)</i>	27	83	504

Tableau 5.1 : Récapitulatif des résultats de 2009 pour l'étude du zooplancton à Paluel
(– : pas suffisamment de matière pour faire la mesure)

5.3.1. Biomasse sestonique

On appelle seston, l'ensemble des particules en suspension dans l'eau qu'elles soient d'origine minérales ou organiques. Dans les eaux du large ou dans des milieux oligotrophes, peu turbides, le seston récolté avec un filet à plancton est essentiellement constitué de zooplancton et sa biomasse peut donc être assimilée à celle du zooplancton. Par contre dans les eaux côtières, souvent peu profondes (< 40 m), avec un fort hydrodynamisme le seston comprend également une part non négligeable de sables, vases, débris végétaux, etc. dû à la remise en suspension des sédiments dans la colonne d'eau. Dans ce cas il est difficile d'attribuer la biomasse sestonique à celle du zooplancton.

5.3.1.1. Variations spatiales et temporelles

Au cours de l'année 2009, la biomasse sestonique a varié entre $1,1 \text{ mg m}^{-3}$ au point *canal* en mars, et $151,0 \text{ mg m}^{-3}$ au point *rejet* en juin (Fig. 5.1).

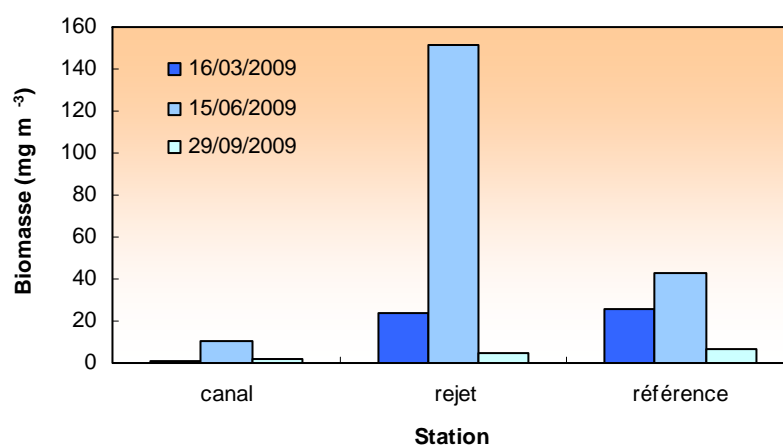


Figure 5.1: Évolution de la biomasse sestonique (poids sec) au cours des trois campagnes de surveillance 2009

En mars 2009 la biomasse sestonique était très faible ($< 2 \text{ mg m}^{-3}$) aux trois points de prélèvement. Le peu de biomasse au point *canal* ne nous a pas permis de mesurer les biomasses en carbone et azote de cet échantillon. En juin le point *rejet* présentait une biomasse largement supérieure aux deux autres points de prélèvement. En septembre la biomasse sestonique était assez faible ($< 7 \text{ mg m}^{-3}$) et présentait un gradient croissant de la côte vers le large.

La relation entre la biomasse et l'abondance zooplanctonique (cf. figure 5.5) n'est pas toujours cohérente, comme en mars par exemple. En effet certains peuvent être contaminés par du sable ou des déchets organiques végétaux. Cela est confirmé par les rapports C/N calculés d'après les teneurs en carbone et azote mesuré sur les échantillons, et qui en 2009 ont fluctué entre 3,1 et 24,3 (figure 5.2). Ce rapport peut habituellement caractériser un compartiment tel que le zooplancton (rapport C/N ~ 4 ; Mauchline, 1998) ou le phytoplancton (C/N > 5). Néanmoins, en raison de la contamination potentielle liée à la forte turbidité du site, notamment aux points *canal* en septembre avec de nombreux débris coquilliers riches en carbone, une telle approche semble difficilement applicable pour les points de surveillance retenus dans cette étude. Seule la

campagne de prélèvement du mois de juin présentait des rapports C/N caractéristiques du zooplancton.

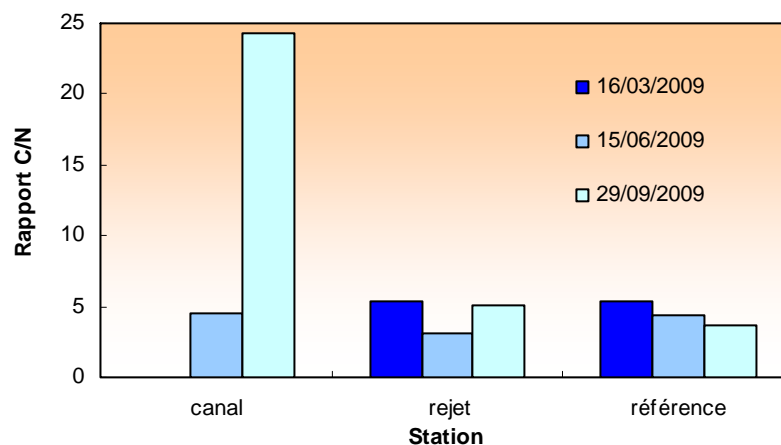


Figure 5.2: Évolution du rapport C/N du seston au cours des trois campagnes de surveillance 2009

5.3.1.2. Variations interannuelles

Au printemps 2009, la biomasse sestonique relevée au point *canal* était la plus basse depuis 1988, alors qu'aux points *rejet* et *référence* les valeurs de biomasse étaient davantage semblables aux valeurs moyennes de la série de données (figures 5.3 et 5.4). Comme en 2008, la forte biomasse estivale relevée au point *rejet* était très supérieure à ce que l'on avait observé en 2007 et fait partie des valeurs hautes pour la série de données à ce point. En septembre par contre, la biomasse sestonique était très faible ($< 7 \text{ mg m}^{-3}$), c'était même les valeurs les plus faibles enregistrées depuis 1988 pour les points *canal* et *rejet*.

5.3.1.3. Approche statistique

Pour vérifier si la biomasse sestonique est significativement différente entre les points de prélèvement, une analyse de variance à un critère de classification (ANOVA à une voie) a été appliquée sur la série temporelle après normalisation des variables par transformation $\log(x)$ et vérification de l'homogénéité des variances. Les résultats des tests statistiques sur l'ensemble des valeurs acquises depuis 1988 sont présentés dans le tableau 5.2.

COMPARAISON	PRINTEMPS	ÉTE	AUTOMNE
n	60	63	63
p	0.102	0,002	0,000

$p < 0,05$ = différence significative ; n = nombre de données

Tableau 5.2 : Probabilité associée p des tests statistiques sur la biomasse à Paluel de 1988 à 2009

Les biomasses sestoniques estivales et automnales observées depuis 1988 sont significativement différentes entre les points de prélèvement. Une analyse post-hoc de comparaison multiple (test de Tuckey) montre que c'est la moyenne des biomasses du point rejet qui est significativement plus élevée que celle mesurée aux points canal et référence en été et en automne. Au printemps, les biomasses sestoniques ne sont pas significativement différentes d'un point à l'autre.

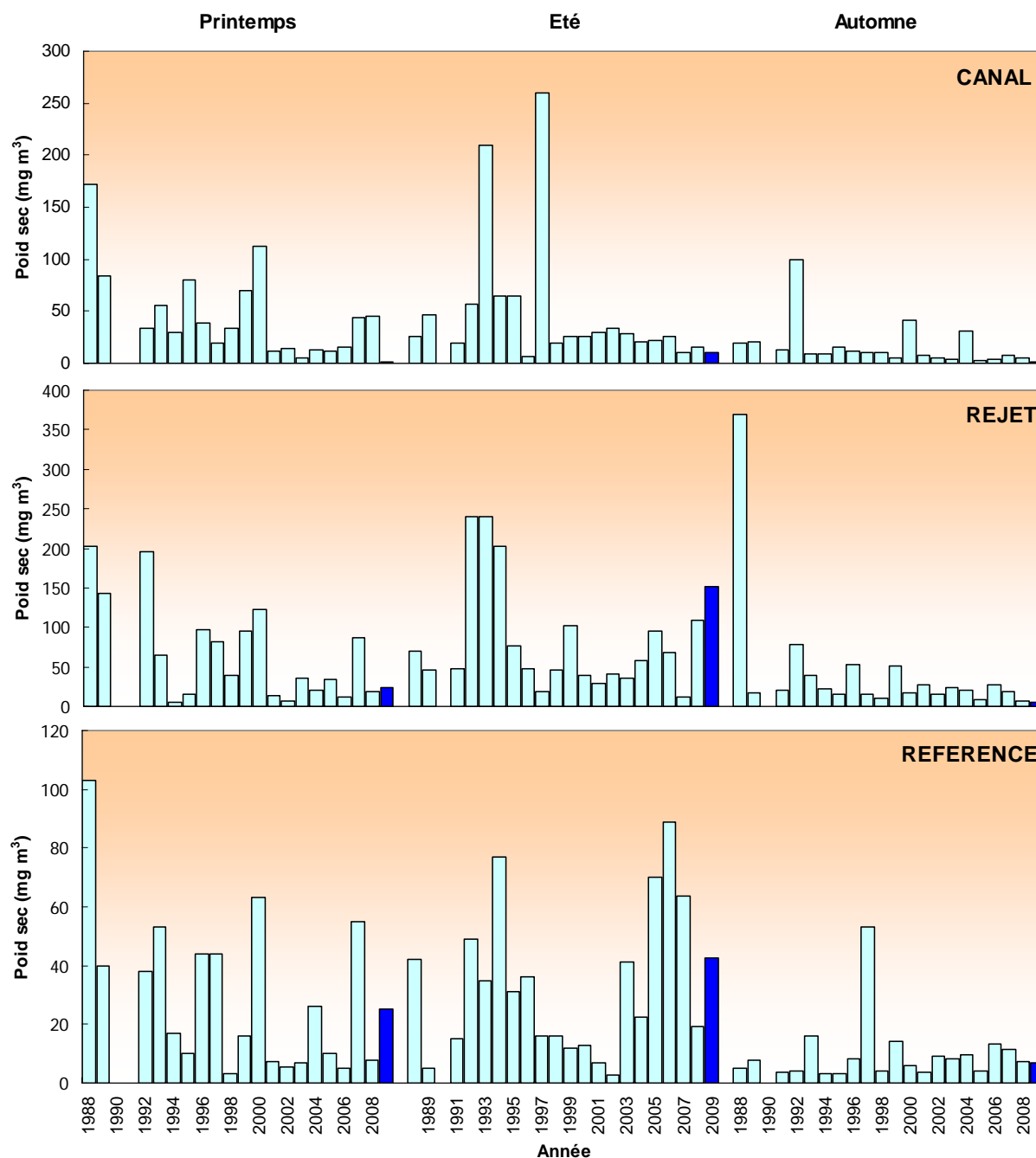


Figure 5.3: Évolution de la biomasse sestonique (poids sec) à Paluel de 1988 à 2009

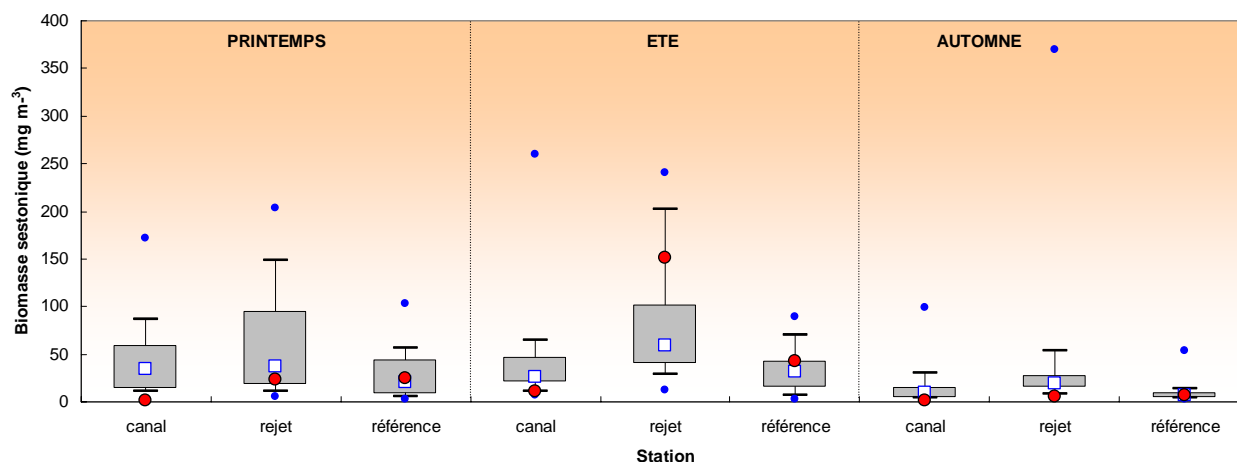


Figure 5.4: Évolution de la biomasse sestonique (poids sec) à Paluel de 1988 à 2009. Le point central représente la médiane (□) ; la boîte englobe 50 % des valeurs (▣) ; les moustaches, 80 % des valeurs (┆). Les points extrêmes, présentent les valeurs maximales et minimales (●). Le point rouge représente la valeur obtenue en 2009 (●).

5.3.2. Abondances zooplanctoniques

Les dénombrements et l'identification des espèces zooplanctoniques en groupes biologiques (holoplancton, méroplancton) puis systématiques (embranchements et jusqu'aux espèces) – voir aussi tableau 5.4 – permettent d'étudier leur distribution spatio-temporelle voire rechercher une éventuelle influence de l'activité de la centrale sur ces populations.

5.3.2.1. Variations spatiales et temporelles en 2009

Les dénombrements zooplanctoniques effectués en 2009 sont présentés sur la figure 5.5 et sont exprimés en nombre d'individus par m^3 d'eau de mer.

La plus forte abondance a été observée en juin au point *rejet* avec 19 962 ind. m^{-3} , et la plus faible en septembre au point *canal* avec 27 ind. m^{-3} .

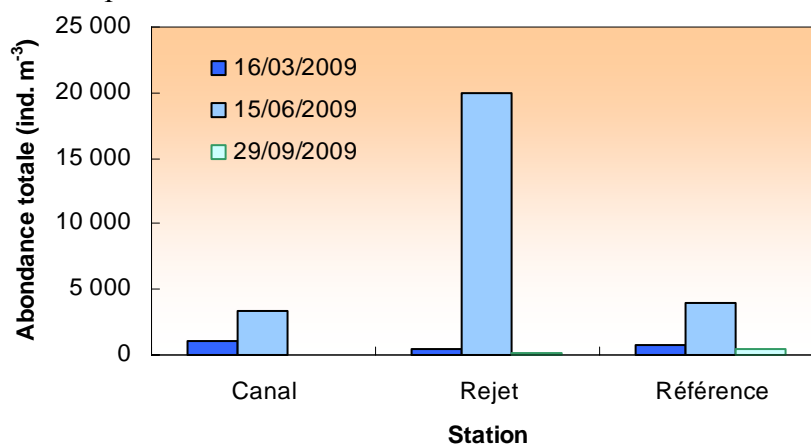


Figure 5.5: Évolution de l'abondance zooplanctonique totale au cours des trois campagnes de surveillance 2009

Au printemps, l'abondance zooplanctonique était du même ordre de grandeur aux trois points de prélèvement, alors qu'en été l'abondance au point *rejet* était 6 fois plus élevée qu'aux deux autres points de prélèvement. Lors de la sortie de septembre les abondances étaient de nouveau très faibles en particulier aux points *canal* et *rejet* (< 100 ind. m^{-3}).

5.3.2.2. Variations interannuelles

En 2009, l'abondance zooplanctonique estivale était très importante, en particulier aux points *canal* et *rejet* où l'on a enregistré les plus fortes abondances depuis 1994 (Figs 5.6 et 5.7). Les abondances printanières et automnales, assez faibles en générale (< 1000 ind. m⁻³), correspondaient en 2009 aux valeurs moyennes de la série temporelle, sauf pour les points *canal* et *rejet* de septembre où l'on a enregistré les plus faibles valeurs de la série temporelle.

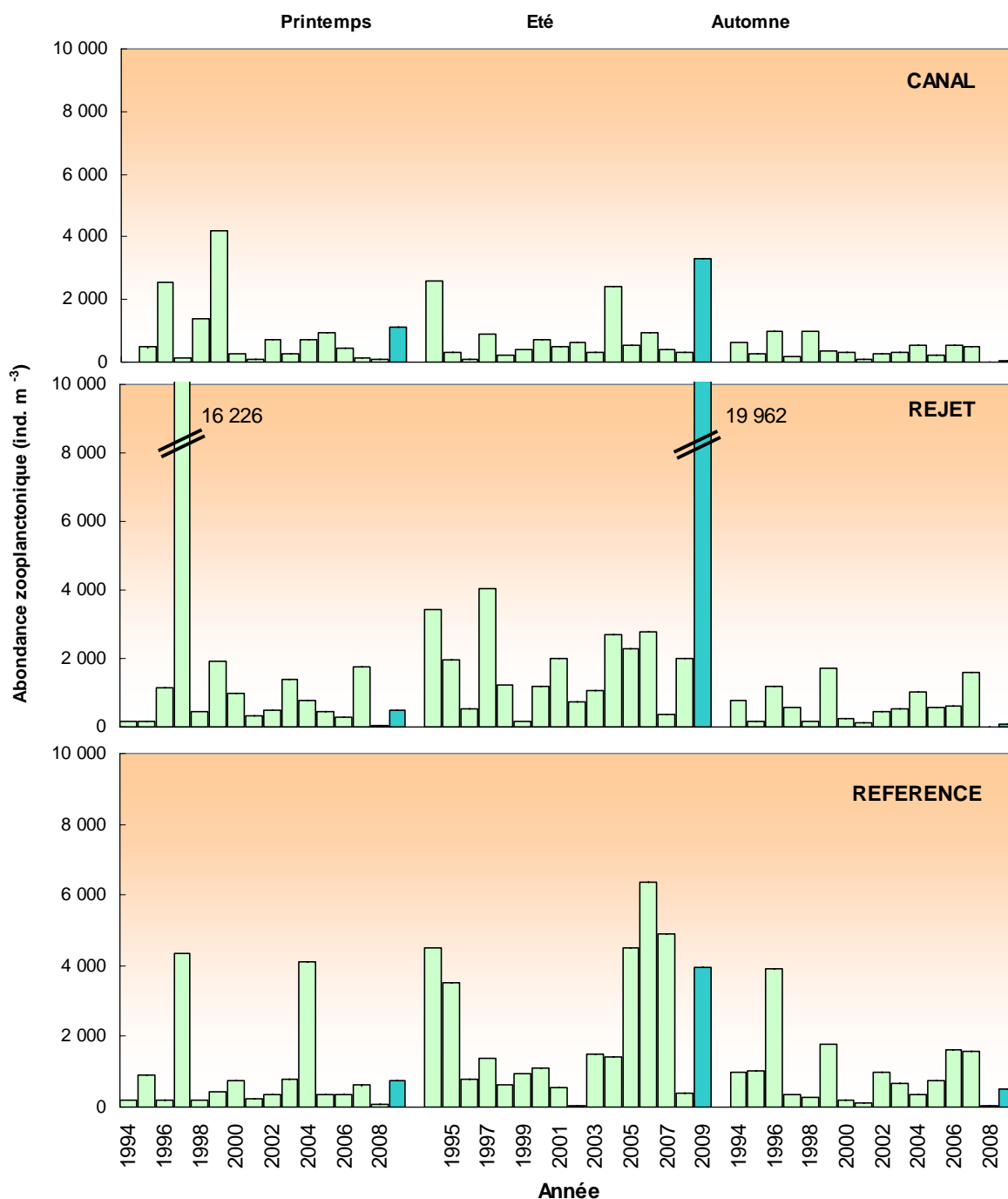


Figure 5.6: Évolution de l'abondance zooplanctonique à Paluel de 1994 à 2009

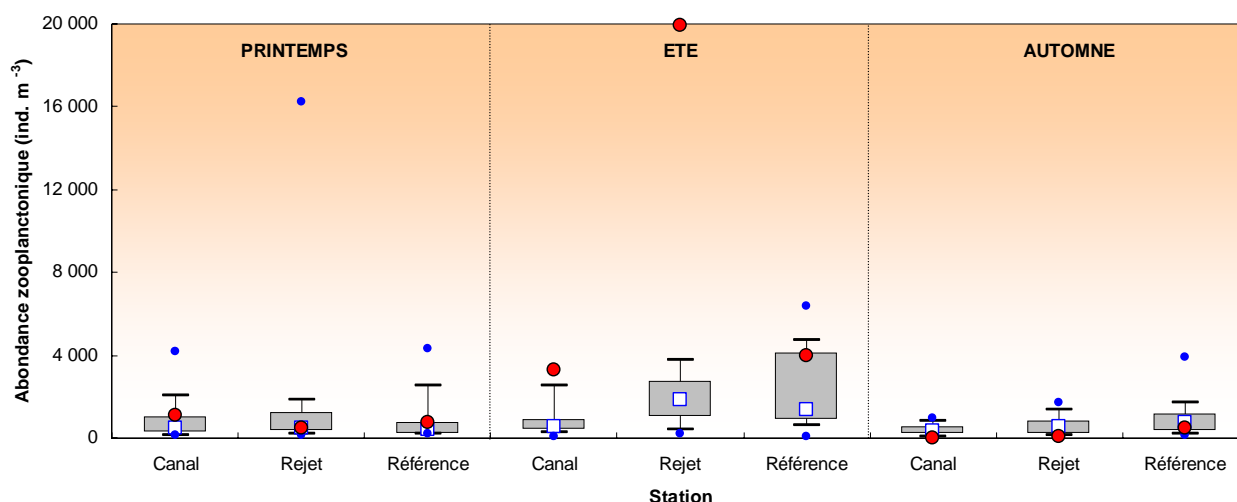


Figure 5.7: Évolution de l'abondance zooplanctonique à Paluel de 1994 à 2009

5.3.2.3. Approche statistique

Pour comparer les abondances zooplanctoniques entre les points *canal*, *rejet* et *référence* à chaque saison, une analyse de variance à un critère de classification (ANOVA à une voie) a été appliquée sur la série temporelle après normalisation des variables par transformation $\log(x+1)$ et vérification de l'homogénéité des variances (test de Bartlett). Les résultats des tests statistiques sur l'ensemble des valeurs acquises depuis 1994 sont présentés dans le tableau 5.3.

COMPARAISON	PRINTEMPS	ÉTE	AUTOMNE
<i>n</i>	47	48	48
<i>p</i>	0,792	0,035	0,031

p < 0,05 = différence significative ; n = nombre de données

Tableau 5.3 : Probabilité associée *p* des tests statistiques sur les abondances de 1994 à 2007

Les résultats des tests indiquent que les abondances zooplanctoniques estivales et automnales sont significativement différentes entre les points de prélèvement. Une analyse post-hoc de comparaison multiple (test de Tuckey) montre que ce sont les abondances des points *canal* et *rejet* en été, et des points *canal* et *référence* en automne qui sont significativement différentes. Par contre au printemps les abondances zooplanctoniques ne sont pas significativement différentes entre les trois points de prélèvement.

5.3.3. Étude faunistique

5.3.3.1. Variations spatio-temporelles de l'holoplancton et du méroplancton

Un certain nombre d'espèces accomplissent l'intégralité de leur cycle biologique (œufs, larves, adultes) au sein du milieu pélagique ; ce sont les espèces holoplanctoniques. Les crustacés copépodes représentent généralement une part importante de cette fraction. Selon la saison, s'y ajoutent quelques espèces moins abondantes, appartenant à d'autres embranchements comme les appendiculaires et les chaetognathes. D'autres organismes holoplanctoniques comme les mysidacés et les cladocères ont été très peu présents lors des trois campagnes 2009 (tableau 5.4).

Abondance zooplancton (N.m ⁻³)	16 mars 2009						15 juin 2009						29 septembre 2009						
	Canal		Rejet		Réf.		Canal		Rejet		Réf.		Canal		Rejet		Réf.		
	N.m ⁻³	%	N.m ⁻³	%	N.m ⁻³	%	N.m ⁻³	%	N.m ⁻³	%	N.m ⁻³	%	N.m ⁻³	%	N.m ⁻³	%	N.m ⁻³	%	
holoplancton																			
Noctiluques	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ctenaires	0	0	0	1	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Appendiculaires	0	0	0	1	0	0	0	0	44	0	120	4	0	0	0	0	0	0	0
Cladocères	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Copépodes	0	0	0	0	0	0	2	0	59	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0
Copépodes (nauplii)	11	100	42	94	75	100	3228	100	18774	99	2673	96	25	10	82	99	492	98	
Total Mysidacés	0	0	2	5	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Total Chaetognathes	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	1	
total holoplancton	11	1	45	9	75	10	3235	98	18877	95	2793	71	25	95	82	99	500	99	
meroplancton																			
total Cnidaires	0	0	0	0	0	0	9	11	29	3	305	27	0	9	0	0	1	50	
total Annélides	1	0	5	1	3	0	4	4	0	0	15	1	0	0	0	0	0	0	
total larves de Cirripèdes	1095	100	442	98	653	99	22	27	147	14	25	2	0	27	0	0	0	0	
Amphipodes	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Isopodes (larves microniscus)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Isopodes Gnathidae	0	0	0	0	1	0	5	7	44	4	15	1	0	0	0	0	0	0	
Cumacés	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
larves de Caridés	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9	0	0	0	0	
larves de Thalassinidés	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Larves d'Anomoures	0	0	0	0	0	0	13	16	15	1	85	7	0	0	0	0	0	0	
larves Brachyours	0	0	0	0	1	0	16	20	15	1	5	0	0	27	0	25	1	25	
autre decapodes	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
larves de bivalves	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
larves de gastéropodes	0	0	0	0	1	0	2	2	763	72	691	60	0	27	1	50	0	0	
Cyphonautes Bryozoaires	0	0	0	0	0	0	0	0	29	3	5	0	0	0	0	25	1	25	
Echinodermes	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Téléostéens (Œufs)	0	0	0	0	0	0	5	7	15	1	0	0	0	0	0	0	0	0	
Téléostéens (Alevins et larves)	0	0	0	0	0	0	5	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
total méroplancton	1096	99	450	91	659	90	82	2	1056	5	1146	29	1	5	1	1	3	1	
total zooplancton	1106		494		734		3317		19933		3940		27		83		503		

Tableau 5.4 : Abondance et dominance des principaux groupes zooplanctoniques à Paluel en 2009

Par opposition à l'holoplancton, le méroplancton constitue la fraction temporaire du zooplancton, il regroupe les organismes dont seule une partie du cycle vital est planctonique. Il s'agit principalement de larves à vie pélagique émises par de nombreuses espèces à 'phase adulte benthique errante' (crabes, annélides...) ou 'fixée': annélides, mollusques (moules...) et crustacés cirripèdes (balanes...), nombreux sur l'estran rocheux. Le méroplancton est aussi

constitué de phases pélagiques d'espèces fixées (méduses, qui représentent les phases sexuées libres de cnidaires). Il est donc de fait plus abondant au printemps, pendant les périodes de reproduction des espèces benthiques (figure 5.8).

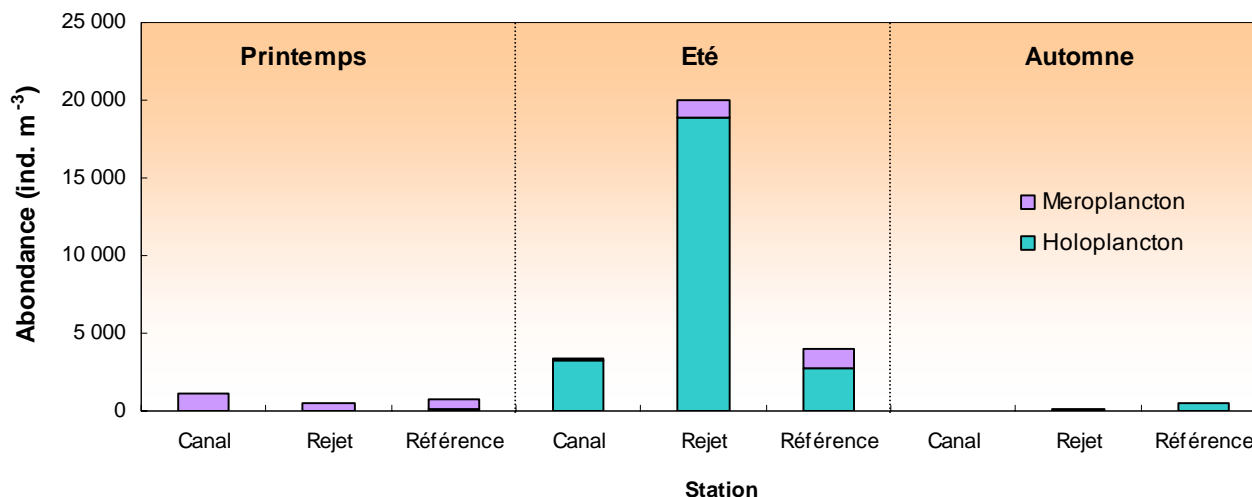


Figure 5.8: Abondance respective de l'holoplancton et du méroplancton à Paluel en 2009

Au printemps 2009, le méroplancton représentait plus de 90 % du zooplancton total alors qu'en été et en automne il représentait moins de 5 % (sauf au point *référence* en été, 30 %). En mars, cette fraction était presque exclusivement composée de larves de cirripèdes (> 97 %, essentiellement au stade nauplius).

Comme les années précédentes, l'holoplancton dominait largement le zooplancton en été (entre 71 et 98 %) et à l'automne (> 95 %). Il était essentiellement représenté par les copépodes (> 94 %).

5.3.3.2. Variations spatio-temporelles des principaux taxons

L'holoplancton

- Les copépodes

Les copépodes, qui constituaient le taxon dominant de l'holoplancton, ont montré la même évolution saisonnière que celui-ci (figure 5.9). Les plus faibles abondances ont été observées au printemps (< 75 ind. m⁻³) et le maximum d'abondance en été au point *rejet* (18 774 ind. m⁻³).

Au printemps et en été, moins de 30 % de la communauté des copépodes était composée de stades juvéniles (copépodites), alors qu'en automne ils représentaient entre 50 et 60 % de l'abondance totale des copépodes.

L'indice de diversité de Shannon (figure 5.9) est une mesure de la diversité tenant compte de la richesse spécifique (S, nombre total d'espèces observées), mais aussi de la proportion représentée par chaque espèce au sein de la communauté. Sa valeur varie entre 0 et S selon les cas. Cet indice est assez faible dans les eaux environnant la centrale de Paluel (≤ 2 Bit. ind⁻¹) en regard du nombre d'espèces de copépode présent dans nos échantillons (entre 5 et 11). Comme souvent en milieu côtier tempéré, les échantillons étaient caractérisés par une seule espèce de

copépodes représentant 40 à 70 % du peuplement alors que plusieurs espèces n'étaient représentées que par un ou deux individus. Il s'agissait le plus souvent d'espèces tycoplanktoniques, c'est-à-dire vivant habituellement dans les sédiments, comme la plupart des copépodes harpacticoïdes, et se retrouvant accidentellement dans la colonne d'eau à la faveur de remises en suspension des sédiments.

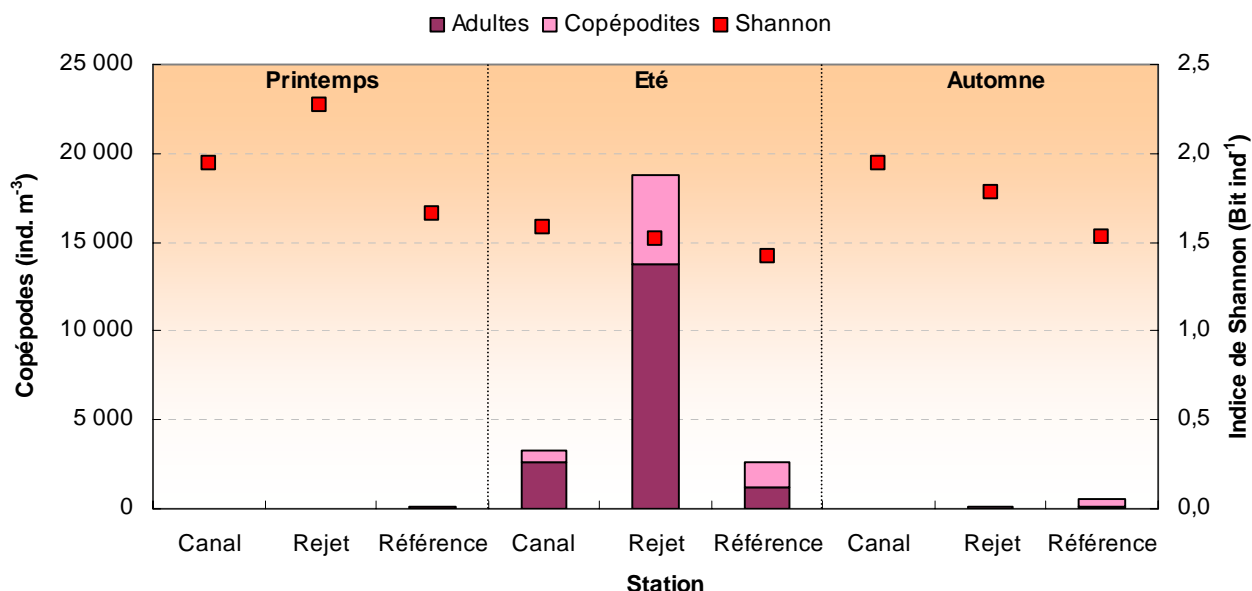


Figure 5.9: Abondance des copépodes (adultes et copépodites) et diversité spécifique à Paluel en 2009

Parmi les principales espèces de copépodes présente sur le site de la centrale de Paluel on a trouvé (figure 5.10) :

Acartia clausi

Espèce plutôt estivale et automnale, *A. clausi* était l'espèce la plus fréquente dans nos échantillons avec *Temora longicornis*. Elle représentait entre 25 et 70 % des copépodes toute l'année. Le maximum d'abondance a été relevé en juin au point *rejet* (9 827 ind. m⁻³). A la différence de l'an passé, la proportion de copépodites était assez importante, surtout en juin et en septembre (> 25 %).

Temora longicornis

Cette espèce n'a été présente qu'en été (40 à 50 % des copépodes) avec un maximum de 7 011 ind m⁻³ au point *rejet*. *Temora longicornis* est habituellement connue pour être également présent en abondance dans les échantillons dès le printemps. Il est probable que l'apparition de cette espèce soit arrivée plus tard dans la saison (en effet en 2008 le prélèvement printanier avait eu lieu début avril).

Centropages hamatus

Espèce estivale, *C. hamatus* représentait moins de 10 % des copépodes en juin avec un maximum de 719 ind. m⁻³ au point *rejet*. Même en faible nombre, cette espèce était toujours présente dans les échantillons lors des deux autres campagnes de prélèvement.

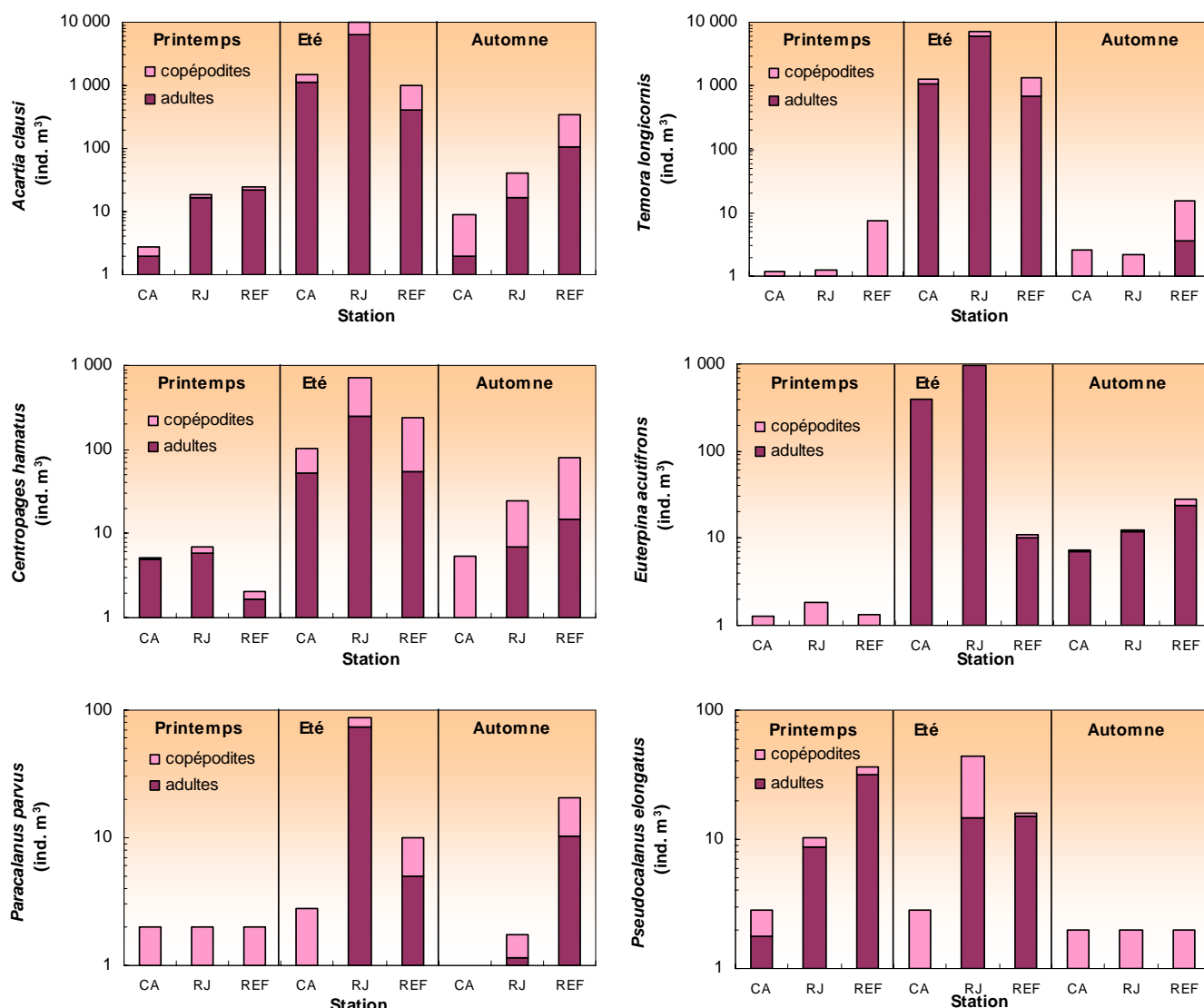


Figure 5.10 : Abondance (adultes et copépodites) des principales espèces de copépodes à Paluel en 2009
(Attention : échelle logarithmique)

Euterpina acutifrons (*Harpacticoïde pélagique*)

Espèce caractérisant les communautés automnales de copépodes en milieu côtier, *E. acutifrons* présentait toutefois un maximum d'abondance au point *rejet* en juin (968 ind. m⁻³). Cette espèce est de plus petite taille que les autres espèces précédemment citées et à un mode de vie étroitement lié aux sédiments. En général seuls les adultes (surtout des femelles) sont collectés dans la colonne d'eau avec les filets à plancton, soit que les copépodites soient trop petits et passent à travers la maille du filet, soit qu'ils vivent trop près du fond pour être collectés.

Paracalanus parvus

Espèce quasi absente des échantillons en mars et peu abondante le reste de l'année (< 100 ind. m⁻³). Au printemps et à l'automne *P. parvus* était davantage abondant au point *référence*. Comme l'an passé et à la différence de 2007 nous n'avons pratiquement pas observé de jeunes stades de développement.

Pseudocalanus elongatus

A l'inverse de l'espèce précédente, *P. elongatus* était présent au printemps et en été, mais quasi absente en automne, Cette espèce est plus printanière que *P. parvus* qui la remplace peu à peu en été pour finir par la supplanter à l'automne.

- Les autres espèces holoplanctoniques (figure 5.11)

Les appendiculaires, représentés par l'espèce *Oikopleura dioica*, étaient présents seulement en juin aux points *rejet* et *référence*.

Les chaetognathes, représentés par l'espèce *Parasagitta setosa*, ont été observés uniquement au point *référence* en septembre.

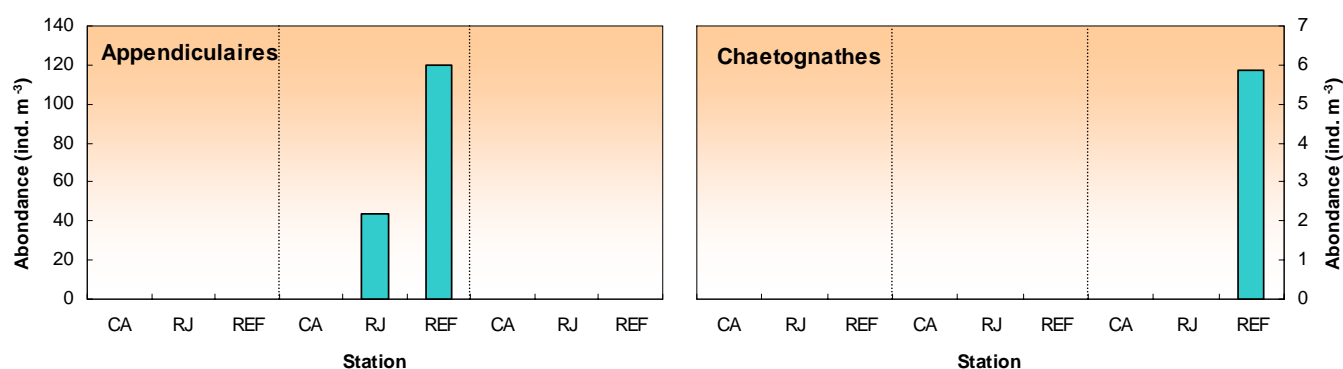


Figure 5.11: Abondances des appendiculaires et des chaetognathes à Paluel en 2009

Le méroplancton

Les stades larvaires des espèces appartenant à différents embranchements ou classes ont été dénombrés au cours des trois campagnes et les plus caractéristiques sont présentées dans la figure 5.12.

- Embranchement des cnidaires (hydrozoaires, méduses)
Ces petites méduses (moins de 1 cm), principalement représentées par *Clytia hemisphaerica*, et *Hybocodon prolifer* étaient présentes seulement en été avec un maximum de 305 ind. m⁻³ au point *référence*.
- Embranchement des annélides
Au printemps les annélides étaient eux aussi très peu nombreux dans nos échantillons (un facteur 100 par rapport à 2007), mais toujours caractérisés par des larves nectochètes de spionidés, probablement de *Polydora ciliata*. Cette espèce prolifère en perforant les roches calcaires de l'estran (et les huîtres) tout en amassant un tapis de vase sur le littoral. Il semble que cette année, à la différence de 2007, la mission de mars ne ce soit pas déroulée pendant la pleine période d'émission larvaire des annélides. En été les échantillons contenaient également des larves de *Lanice conchilega*. Bien que pélagiques, ces larves de terebellidés ont la particularité d'occuper

un tube muqueux, sur lequel l'animal adulte viendra agglutiner des grains de sable après sédimentation sur un substrat sableux.

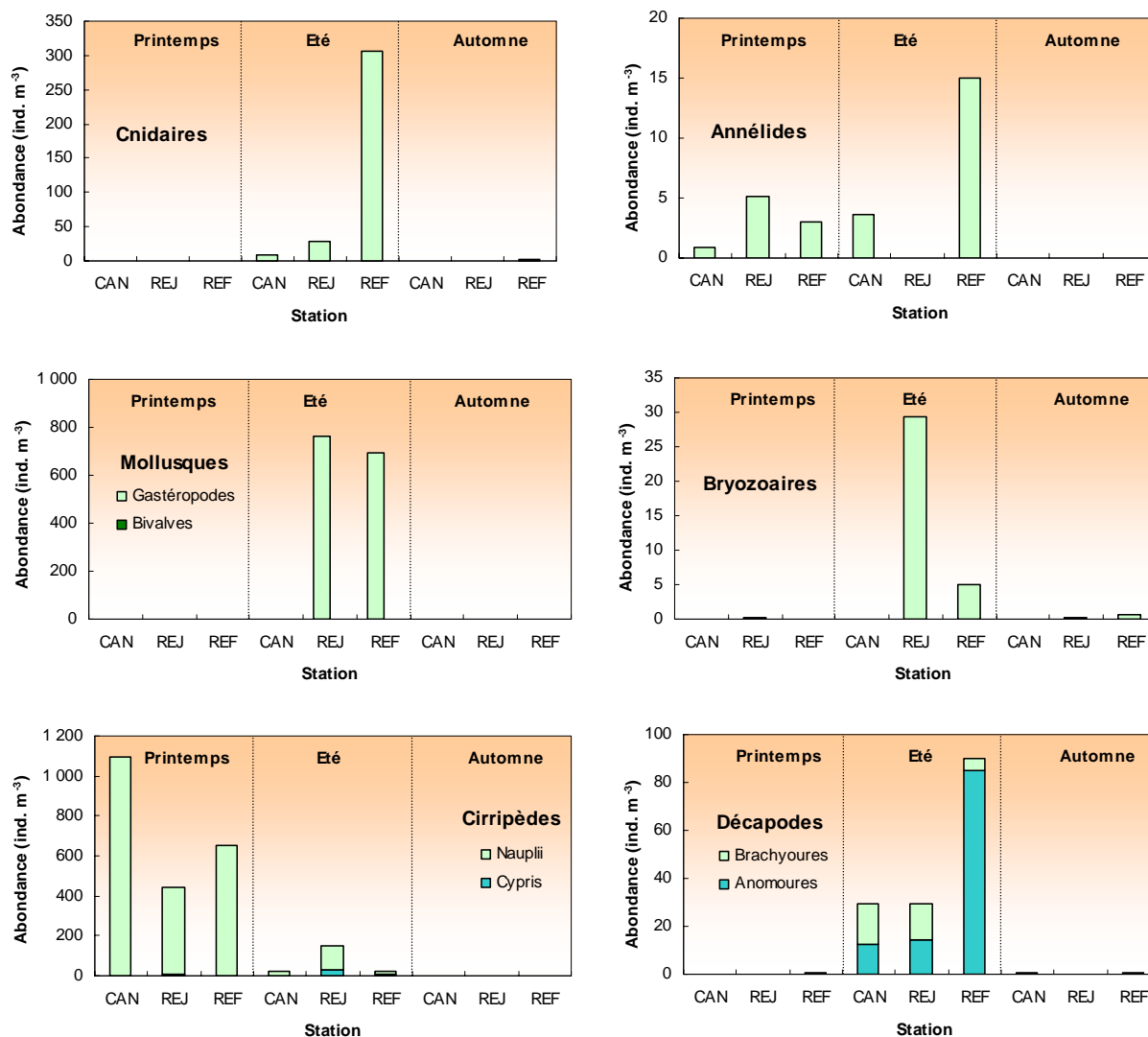


Figure 5.12: Abondance des principales espèces méroplanctoniques à Paluel en 2009

- Embranchement des mollusques

Représentant entre 60 et 70 % du méroplancton en été aux points *rejet* et *référence*, avec un maximum de 763 ind. m⁻³, il s'agissait exclusivement de larves de gastéropodes.

- Embranchement des bryozoaires

Les larves cyphonautes étaient présentes elles aussi qu'en été aux points *rejet* et *référence*, avec un maximum d'abondance au point *rejet* (29 ind. m⁻³).

- Embranchement des arthropodes, classe des crustacés, ordre des cirripèdes

Les cirripèdes sont des crustacés qui, à l'état adulte, vivent fixés sur les rochers et les substrats durs. Ils constituent une part importante des 'salissures' ('fouling'). Les larves sont émises en grande quantité et constituent un maillon important de la chaîne alimentaire. Les larves de

cirripèdes, essentiellement au stade nauplii, représentaient plus de 97 % du méroplancton en mars, avec un maximum d'abondance observé au point *canal* de 1 093 ind. m⁻³.

- Embranchement des arthropodes, classe des crustacés, ordre des décapodes

Les larves de décapodes observées pour la plupart en juin, appartenaient essentiellement à 2 sous-ordres :

Larves d'Anomoures

Plus abondantes au point *référence* ces larves étaient essentiellement représentées par les porcellanidés *Pisidia longicornis longicornis* et *Porcellena platycheles*, ainsi que, au point *référence*, par *Galathea intermedia intermedia* et des paguridés du genre *Anapagurus*.

Larves de brachyours (crabes et araignées)

Les larves de brachyours ont été davantage observées aux points côtiers avec trois espèces majeures *Carcinus maenas* (le crabe vert), *Necora puber* (l'étrille) et *Pilumnus hirtellus* (crabe rouge poilu).

5.4. Conclusions

En 2009, les biomasses sestoniques printanières et automnales étaient assez faibles aux points côtiers par rapport aux valeurs moyennes de la série temporelle commencée en 1988. Les biomasses estivales, en particulier au point *rejet*, font par contre partie des valeurs hautes pour la série de données. L'ensemble des valeurs acquises depuis 1988 indique que la biomasse au point *rejet* est significativement plus élevée qu'aux points *canal* et *référence* en été et en automne.

Encore une fois, ces tendances observées sur la biomasse sestonique ne reflètent pas toujours les observations sur les abondances zooplanctoniques. C'est le cas en mars où la biomasse est la plus faible au point *canal* alors que l'abondance zooplanctonique y est la plus forte. Les rapports C/N du seston, > 5 aux points *rejet* et *référence*, laisse suspecter la présence de débris végétaux dans ces échantillons. De même, le rapport C/N au point *canal* en septembre de 24,3 traduit une contamination par des débris coquilliers, la faible abondance zooplanctonique à ce point peu aussi expliquer ce résultat surprenant. Ces rapports C/N du seston montrent bien la difficulté qu'il y a à déduire, ou estimer, la biomasse du zooplancton, *sensus stricto*, à partir de ce type d'analyse. La contamination des échantillons filtrés par des débris minéraux et végétaux ou coquilliers est trop aléatoire pour pouvoir avoir une estimation fiable de la biomasse zooplanctonique. Au mieux, cette analyse nous donne une appréciation de la charge particulaire (seston > 100 µm) sur le site de la centrale de Paluel lors des prélèvements.

En 2009, l'abondance zooplanctonique a été caractérisée par des abondances record en été. Les abondances printanières et automnales, assez faibles en générale (< 1000 ind. m⁻³), correspondaient aux valeurs moyennes de la série temporelle, sauf pour les points *canal* et *rejet* de septembre où l'on a enregistré les plus faibles valeurs de la série temporelle. L'analyse à long terme ne montre pas de différence significative entre les points de prélèvement au printemps. Par contre l'abondance zooplanctonique au point *canal* apparaît significativement plus faible par rapport au point *rejet* en été, et au point *référence* en automne. Le fait que le point *canal* soit une station très enclavée et peu profonde peut sans doute expliquer ces différences apparentes avec les deux autres points où les prélèvements se font plus aisément.

Les variations d'abondance observées entre les points ne sont donc pas à relier à l'activité de la centrale de Paluel, mais plutôt à la configuration particulière des points de prélèvements.

Les faibles abondances printanières étaient presque exclusivement constituées, à plus de 97 % de larves méroplanctoniques de cirripèdes au stade nauplius. Il semble donc que la campagne de mars est coïncidée avec la phase d'émission larvaire des balanes. Lors de cette sortie les trois points de prélèvements ne présentaient pas de différence notable dans la composition zooplanctonique.

L'holoplancton quant à lui, et comme il est coutume de l'observer, dominait largement le zooplancton en été (entre 71 et 98 %) et à l'automne (> 95 %). Comme toujours en milieu côtier tempéré, il était essentiellement caractérisé par les copépodes (> 94 %). La diversité spécifique de ce groupe est assez faible ($\leq 2 \text{ Bit. ind}^{-1}$) et composé en général de moins d'une dizaine d'espèce dont une seule peu représenter entre 40 et 70 % du peuplement. Les espèces dominantes étaient comme souvent *Acartia clausi*, *Temora longicornis*, *Centropages hamatus*, *Euterpina acutifrons*, *Paracalanus parvus* et *Pseudocalanus elongatus*. Chacune de ces espèces respecte, pour ce que peut montrer cette analyse de trois campagnes annuelle, leur répartition saisonnière habituelle.

6. Le Benthos Subtidal

Rapport et prélèvements

Dominique Davoult
Aline Migne

Université Paris VI
et Station Biologique de Roscoff - UMR 7144 AD2M

6.1. Introduction

L'étude biosédimentaire des fonds marins situés à proximité du site de la centrale nucléaire de Paluel est menée depuis 1977.

Cette étude a mis en évidence la présence de trois peuplements macrobenthiques (Dewarumez & Menu, 1985):

- Le peuplement des cailloutis à épibiose sessile
- Le peuplement des sables hétérogènes
- La moulière à *Mytilus edulis*

Au début du suivi, ces peuplements ont montré une grande stabilité spatio-temporelle. De 1977 à 1983, 30 points ont été échantillonnés chaque année. En 1984, une nouvelle stratégie a vu le jour, limitant le nombre de points échantillonnés à 7, des répliqués (4) effectués à certains de ces points permettant de vérifier la stabilité et l'homogénéité de ces peuplements. Cette stratégie a été mise en œuvre en 1984, 1985, 1986, 1988 et 1990.

En 1992, à notre demande, le protocole de prélèvement a été modifié compte-tenu de la forte homogénéité des répliqués depuis 1984, de la stabilité de la zone du large (cailloutis au point 29, Davoult, 1990) et des fortes variations constatées à certains points côtiers (moulière). Le suivi a maintenant lieu chaque année, ceci afin de mieux comprendre les fluctuations quelquefois importantes observées en certains points : les répliqués ont été supprimés, le point du large (29) a également été supprimé, de même que le point côtier 27, intermédiaire entre le point 16 et le point témoin H.Z. (hors zone). Cinq points (Fig. 6.1) sont donc maintenant échantillonnés au printemps et en automne.

- Le point 1, autrefois représentatif des fluctuations de la moulière (49°52'10 N, 0°35'20 E),
- Le point 2, situé sur les cailloutis du large et quelquefois soumis par le passé aux importants recrutements de *Mytilus edulis* (49°53'10 N, 0°35'10 E),
- Le point 6, qui constituait une transition entre la moulière et les sables hétérogènes situés plus à l'est (49°52'60 N, 0°37'50 E),
- Le point 16, caractéristique des sables hétérogènes et situé à proximité de la centrale (49°52'60 N, 0°41'20 E),
- Le point H.Z. (hors zone), considéré comme station témoin de la zone côtière (49°53'70 N, 0°46'80 E).

Des prélèvements supplémentaires ont été effectués jusqu'en 2005 en hiver et en été aux points 1 et 6 afin de mieux cerner d'éventuelles fluctuations importantes du recrutement des espèces dominantes dans le passé (*Mytilus edulis*) ou actuellement (Tuniciers). Aucun recrutement de moules n'ayant plus été observé depuis 1990 et les populations de Tuniciers paraissant stables depuis plusieurs années, il a été proposé de supprimer ces prélèvements intermédiaires.

Cette année, la campagne de printemps s'est déroulée comme prévue fin mars. En revanche la campagne d'automne n'a pu avoir lieu en raison des mauvaises conditions météorologiques, bien que la date programmée ait été changée à plusieurs reprises (Tableau 6.1).

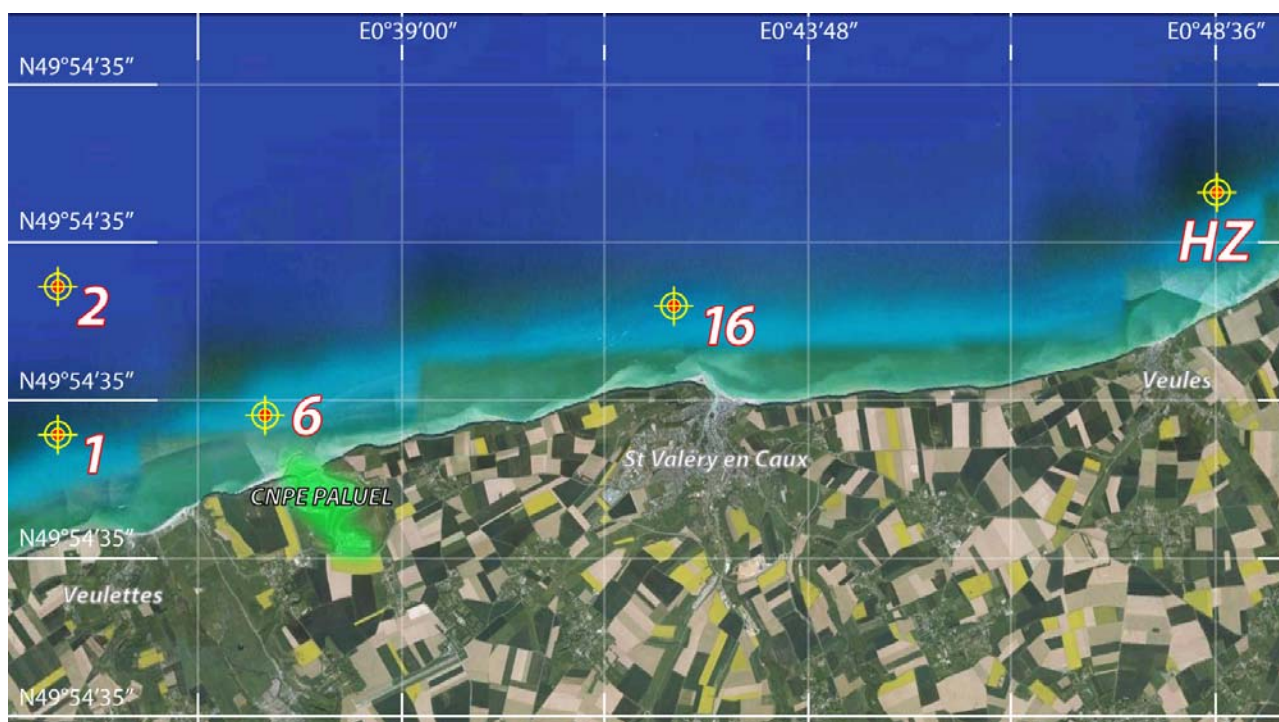


Figure 6.1 : points d'échantillonnage pour la surveillance écologique du benthos intertidal

Saison	Dates	Points échantillonnés
Printemps	19 mars	1, 2, 6, 16 et HZ
Automne	Annulé pour raison météorologique	---

Tableau 6.1 : Calendrier des campagnes 2009

6.2. Méthodologie

6.2.1. Travail à la mer

Les prélèvements sont réalisés à partir du N/O Sepia II à la drague Rallier du Baty et donnent donc a priori lieu à des échantillons qualitatifs. L'efficacité de ce type d'engin permet néanmoins de comparer aussi les abondances relatives. Les abondances absolues, données à titre indicatif en annexe, sont rapportées à un volume prélevé d'environ 30 litres, considéré en Manche comme nécessaire et suffisant pour obtenir un échantillon représentatif du peuplement étudié.

Le sédiment prélevé est tamisé successivement sur des mailles de 10 et 1 mm de diamètre et les refus de tamis sont fixés au formol salé (dilué à 10 %).

Un échantillon de sédiment est conservé afin de réaliser une analyse granulométrique.

6.2.2. Travail au laboratoire

6.2.2.1. Analyse granulométrique

Le sédiment est d'abord rincé à l'eau douce afin d'éliminer le sel qui provoque l'agrégation des particules les plus fines. Les pélites sont séparées en milieu liquide lorsqu'elles sont abondantes. Le sédiment est ensuite séché à l'étuve à 110°C pendant 24 à 48 heures, puis tamisé sur une colonne vibrante équipée de tamis en acier à mailles carrées de type AFNOR. Chaque refus de tamis est pesé avec une précision de 0,01 g. Les résultats sont ensuite regroupés en suivant la classification granulométrique suivante:

> 20 mm	Cailloutis (C)
de 5 à 20 mm	Graviers grossiers (GG)
de 2 à 5 mm	Graviers fins (GF)
de 0,5 à 2 mm	Sables grossiers (SG)
de 0,2 à 0,5 mm	Sables moyens (SM)
de 0,05 à 0,2 mm	Sables fins (SF)
< 0,05 mm	Pélites (P)

Les résultats sont présentés sous forme d'histogrammes de fréquences pondérales.

6.2.2.2. Etude de la macrofaune

Les refus de tamis sont triés à vue par la méthode d'agitation-flottation, les organismes ayant été préalablement colorés au rose bengale.

L'identification des animaux s'effectue à la loupe binoculaire et au microscope. Les principaux ouvrages utilisés sont les suivants:

- P. Fauvel, Faune de France, 5 : Annélides Polychètes errantes,
- P. Fauvel, Faune de France, 16 : Annélides Polychètes sédentaires,
- N. Tebble : Mollusques Bivalves,
- R.J. Lincoln, British Museum : Amphipodes,
- E.L. Bouvier, Faune de France, 37 : Décapodes,
- P. Koehler, Faune de France, 1 : Echinodermes,
- Synopses of the British Fauna : groupes divers,
- Hayward P. & J. Ryland, Oxford Univ. Press : The marine fauna of the British Isles and North-West Europe.

Des articles et tirés à part complètent ces ouvrages de systématique.

6.2.3. Traitement des données

6.2.3.1. Diversité, Régularité

Notre analyse s'effectue sur les fréquences relatives des espèces récoltées. L'indice de diversité de Shannon varie avec le nombre d'espèces et l'abondance relative de chacune d'elles :

$$H' = - \sum_{i=1}^n P_i \cdot \text{Log}_2 P_i$$

n = nombre d'espèces

P_i = fréquence relative de l'espèce i dans le prélèvement

$P_i = N_i/N$

N_i = nombre d'individus de l'espèce i

N = Nombre total d'individus dans le prélèvement

Cet indice donne une information synthétique sur la richesse spécifique et l'équilibre du peuplement considéré. Toutefois, parce qu'il dépend à la fois du nombre d'espèces et de leurs abondances relatives, une faible valeur peut traduire deux situations différentes:

- un nombre d'espèces est faible
- un nombre d'espèces élevé mais avec quelques espèces dominant fortement le peuplement.

Afin de nuancer l'information donnée par H' , la régularité E (ou 'Evenness'), rapport de la diversité observée sur la diversité maximum, est calculée selon la formule :

$$E = H' / \text{Log}_2 N$$

6.2.3.2. Diagrammes Rang-Fréquence

Les diagrammes Rang-Fréquence (D.R.F.) donnent une représentation plus analytique des prélèvements que l'indice de diversité. Ils accordent peu d'importance aux espèces rares qui interviennent peu dans la structure et la dynamique d'un peuplement. Ils permettent davantage d'interpréter l'évolution temporelle des peuplements (Frontier, 1985 ; Frontier *et al.*, 2004).

Le diagramme se construit en portant en abscisse les rangs des espèces par abondance décroissante et en ordonnées la fréquence relative des espèces dans le prélèvement, le tout en métrique logarithmique décimale.

6.3. Résultats

6.3.1. Analyse granulométrique

Le tableau 6.2 présente les résultats des analyses granulométriques pour le printemps 2009. Compte tenu de la variabilité habituellement observée, les résultats 2009 sont proches de ceux des années précédentes (Tableau 6.2 et figure 6.2).

	FRACTION						
	P	SF	SM	SG	GF	GG	C
Point 1	0,00	0,03	0,09	0,14	0,07	0,04	99,61
Point 2	0,00	0,01	0,02	0,03	0,01	0,00	99,93
Point 6	0,00	0,03	0,12	0,21	0,20	0,10	99,35
point 16	0,05	2,62	57,65	26,94	1,43	0,39	10,92
Point H.Z.	0,03	2,59	27,88	46,02	13,70	8,58	1,20

Tableau 6.2 : Analyse granulométrique et fréquence pondérales (%) au printemps 2009

Aux points 1 et 2 (peuplement des cailloutis), comme les années précédentes (Davoult, 1992 & 1993 ; Davoult & Migné, 1994 à 2008), le sédiment est dominé par les cailloutis (> 99 % du poids du sédiment). Le pourcentage est encore plus important qu'habituellement. Au point 1, depuis 1990, l'absence de moules ne favorise pas une importante biodéposition, phénomène qui enrichissait auparavant le sédiment en particules fines (sables et pélites maintenant en très faible proportion).

Le sédiment du point 6 était dominé jusqu'en 1990 par les sables moyens (Bourgain *et al.*, 1988 ; Davoult, 1990). En 1992, le point 6 était caractérisé par un sédiment typique des fonds caillouteux (> 80 % du poids du sédiment) et de 1993 à 1998 par un sédiment variable, allant de l'hétérogène au grossier. Depuis 1999, le sédiment était de nouveau largement dominé par les cailloutis (de 75 à plus de 90 % du poids du sédiment) : cette station ne constituait donc plus un élément intermédiaire au sein d'un gradient sédimentaire côtier mais appartenait avec les points 1 et 2 à une zone de cailloutis.

En 2002, cette tendance avait été partiellement remise en cause au printemps puisque le sédiment était de nouveau dominé par les sables (dont 34% de sables grossiers) et ne contenait plus que 14% de cailloutis. En automne, le sédiment était de nouveau dominé par les cailloutis (52 % du poids total du sédiment) mais plus faiblement que les années précédentes. Depuis 2003, les cailloutis représentent de nouveau plus de 80 % du poids total du sédiment. Cette année, les cailloutis représentent également plus de 99 % du poids total du sédiment au printemps. Le point 6 est donc rattaché avec les points 1 et 2 au domaine des cailloutis côtiers.

Au point 16, de 1995 à 1998, la proportion de graviers et cailloutis tendait à augmenter. Depuis 1999, celle-ci tend à diminuer de nouveau, quelquefois de façon assez importante. En 2003, le sédiment était fortement dominé par les sables moyens (82 %). En 2004, les sables moyens dominaient également (56 à 77 % du poids total du sédiment) même si les cailloutis représentaient au printemps une proportion non négligeable (24 %). En 2005, les cailloux étaient rares (< 2 % du poids total du sédiment), les sables moyens dominaient en automne (58 %) et les sables grossiers au printemps (57 %). Depuis 2006, le point 16 reste représentatif des sables hétérogènes. Cette année encore, les sables moyens (58 % du poids total du sédiment) et grossiers (28 %) dominent fortement le sédiment.

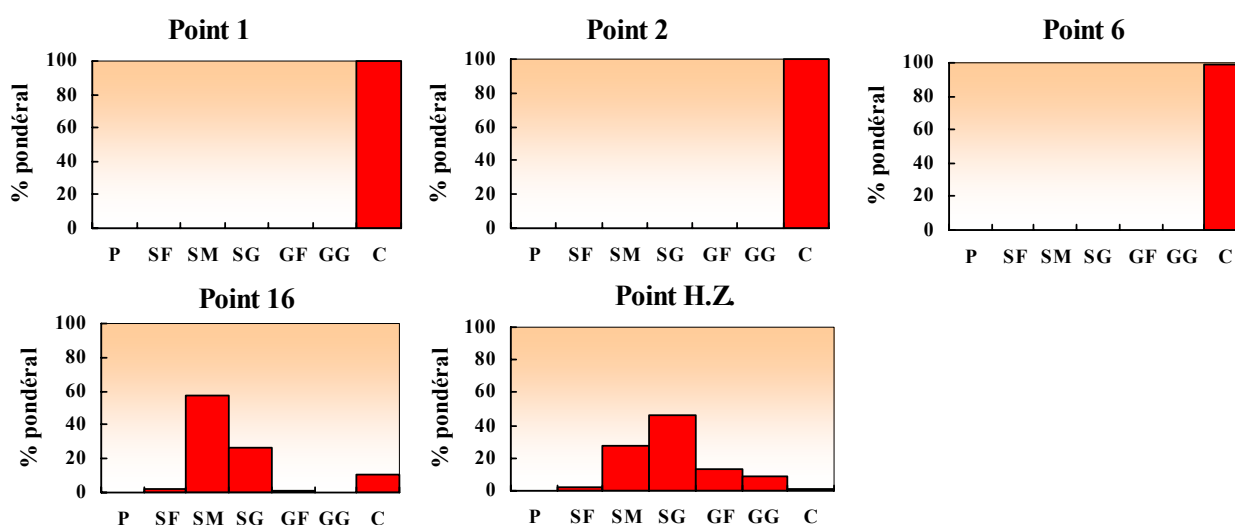


Figure 6.2 : Analyse granulométrique au printemps 2009

Le point H.Z. est également caractérisé par un sédiment hétérogène dominé par les sables moyens et grossiers. En 2006, les sables moyens (34 %) étaient légèrement dominants au printemps, suivis par les sables grossiers. C'était l'inverse en automne, les sables grossiers (37 %) dominant légèrement les sables moyens. Les graviers (fins et grossiers) représentaient toujours une part non négligeable du sédiment récolté. En 2007 et 2008, le sédiment était typiquement hétérogène et dominé par les sables grossiers, les sables moyens et les graviers représentant également une part non négligeable du sédiment. En 2009, les sables grossiers restent dominants (46 %), suivis des sables moyens (28 %) et des graviers (22 %).

L'évolution de la couverture sédimentaire du domaine côtier observée pendant plusieurs années a donc fait place à une situation beaucoup plus stable depuis une dizaine d'années. Alors que le domaine des sables hétérogènes occupait jusqu'en 1990 toute la zone côtière à l'exception de la moulière située devant *Veulettes* (Fig. 6.1), la présence d'un gradient sédimentaire des cailloux du point 1 à l'ouest aux sables moyens du point H.Z. à l'est s'était mise en place depuis 1992. Actuellement, plus qu'un gradient, c'est une opposition entre cailloutis à l'ouest (points 1 et 6) et sables hétérogènes à l'est (points 16 et H.Z.) qui caractérise la zone côtière.

6.3.2. Analyse faunistique

6.3.2.1. Résultats globaux

Des taxons au nombre de 97 et appartenant à l'épifaune sessile et vagile et à l'endofaune ont été identifiés ; ils se répartissent comme suit:

Spongiaires :	4 espèces
Cnidaires :	8 espèces
Turbellariés :	1 espèce
Annélides :	21 espèces
Sipunculien :	2 espèces
Mollusques :	14 espèces
Bryozoaires :	15 espèces
Cirripèdes :	2 espèces
Isopodes :	2 espèces
Cumacés :	1 espèce
Amphipodes :	6 espèces
Mysidacés :	1 espèce
Décapodes :	6 espèces
Echinodermes :	4 espèces
Tuniciers :	7 espèces
Céphalocordés :	1 espèce
Poissons :	2 espèces

Malgré l'absence de campagne en automne, le nombre d'espèces récoltées est très proche de celui de 2008 (99), sensiblement plus faible que celui des deux années précédentes (134 en 2007, 131 en 2006). On retrouve le niveau de 1999 (91 espèces) et 2000 (97 espèces), la variation observée se situant au niveau de la variabilité naturelle apparente de la zone étudiée. Il y a donc une relative stabilité du nombre d'espèces récoltées depuis la mise en place de la nouvelle stratégie de surveillance.

Printemps 2009 Points	Nombre d'espèces	Nombre d'individus	H	E
1	52	513	3,1	0,60
2	41	493	2,5	0,54
6	45	1145	2,6	0,54
16	15	25	3,6	0,93
H.Z.	26	150	2,4	0,54

Tableau 6.3 : Nombre d'espèces, d'individus, diversité (H) et régularité (E) des prélèvements au printemps

Depuis 1993, la dominance des différents groupes zoologiques s'est modifiée quelque peu au profit des espèces de substrat dur (Bryozoaires surtout mais aussi Tuniciers et Cnidaires). Ces espèces sont abondantes notamment aux points 1 et 2 depuis la disparition de la moulière. L'ordre de dominance des groupes reste relativement stable, même si certains groupes d'espèces sessiles sont devenus dominants. Les Annélides dominent toujours avec 21,6 % des espèces récoltées, suivis des Bryozoaires (15,5 %) et des Mollusques (14,4 %). Ensuite, l'ordre de dominance est légèrement modifié : Cnidaires (8,2 %), Tuniciers (7,2 %), puis Amphipodes (6,2 %) et Crustacés décapodes (6,2 %). Les Tuniciers peuvent aussi être dominants en nombre d'individus en certains points (voir plus loin).

6.3.2.2. Peuplement des cailloutis

Les points 1, 2 et 6 appartiennent au peuplement des cailloutis ; les points 1 et 2 sont signalés comme tels depuis le début du suivi du site, le point 1 abritant une moulière jusqu'en 1990 ; le point 6 depuis 1992 car il était auparavant inscrit, lorsque la moulière était présente au point 1, dans un gradient sédimentaire et appartenait plutôt à un ensemble caractérisé par un sédiment hétérogène dominé par les sables et les graviers.

Deux faciès sont toutefois présents:

- **Un faciès du large visible au point 2**, caractérisé notamment par la forte dominance de l'ophiure *Ophiothrix fragilis* : cette année encore, l'espèce est fortement dominante (1^{er} rang, 56 % des individus récoltés). Ce faciès apparaît donc toujours très stable, les quatre espèces dominantes représentent plus de 80 % des individus récoltés (l'ophiure *O. fragilis*, les Annélides *Pomatoceros triqueter* et *Lepidonotus squamatus* et le crustacé décapode *Pisidia longicornis*) et sont caractéristiques du faciès. Le DRF est typiquement sigmoïde et sépare les espèces dominantes des autres espèces (Fig. 6.3). L'indice de diversité de Shannon (Tableau 6.3) est relativement faible ($H' = 2,5$) pour un assez grand nombre d'espèces récoltées (41), en raison d'une forte irrégularité de la distribution des abondances relatives ($E = 0,54$).

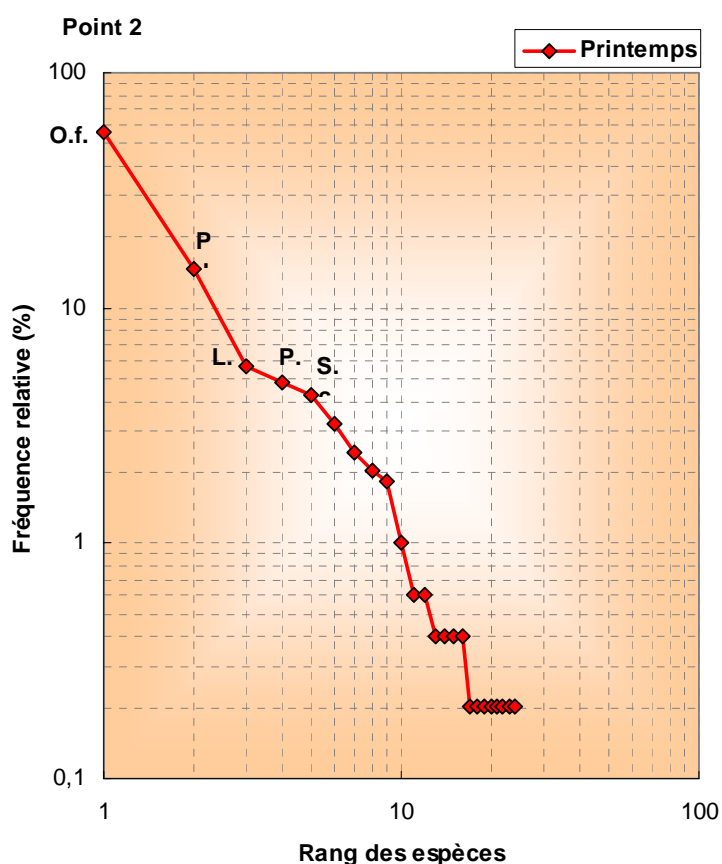


Figure 6.3 : Diagramme rang-fréquence (DRF) des peuplements du point 2

- **Un faciès côtier (points 1 et 6)** dominé comme les années précédentes par les Annélides tubicoles *Sabellaria spinulosa*, *Thelepus setosus* et *Pomatoceros triqueter*, les Tuniciers *Styela coriacea* et *Dendrodoa grossularia*. Le gastéropode invasif *Crepidula fornicata* reste commun au point 6 sans toutefois faire partie des espèces dominantes. Les DRF (Fig 6.4) sont plutôt rectilignes. Le nombre d'espèces récoltées est élevé (52 et 45), l'indice de Shannon est de 3,1 et 2,6 et dépend du nombre d'espèces en co-dominance (régularité de 0,60 à 0,54). Tous ces résultats restent proches de ceux des années précédentes.

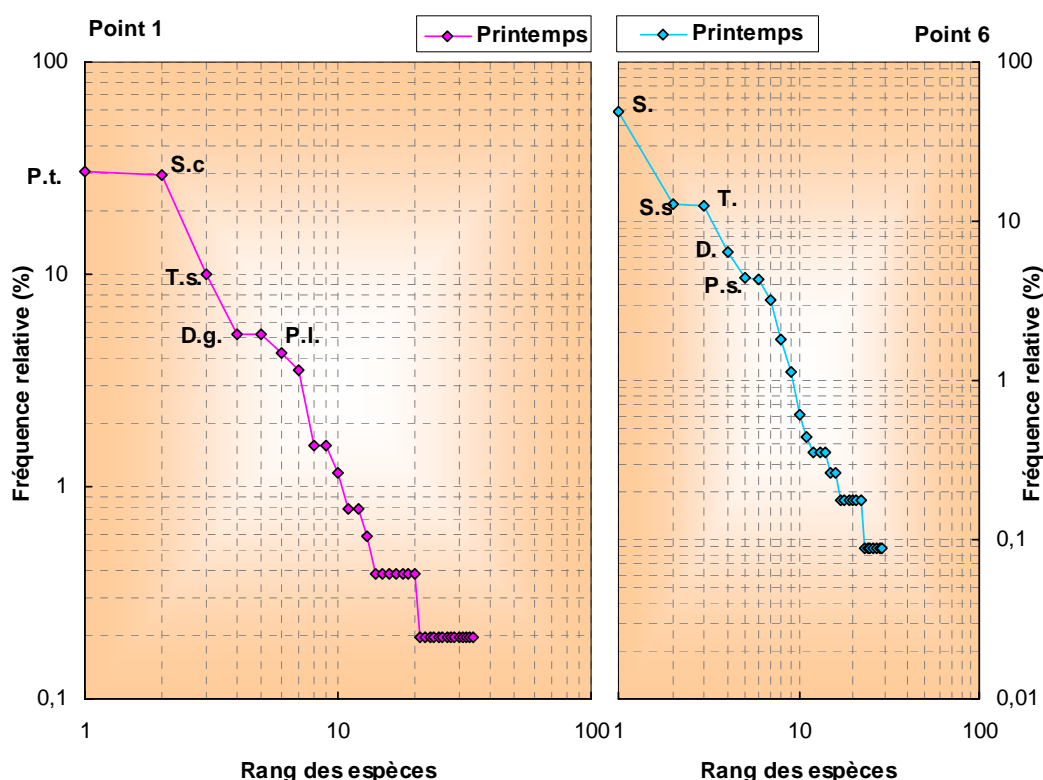


Figure 6.4 : Diagramme rang-fréquence (DRF) des peuplements du point 1 et 6

Depuis 1992, les Tuniciers ont partiellement investi la niche de *Mytilus edulis* dans le peuplement, tant du point de vue de l'occupation de l'espace que du point de vue trophique (espèces filtreuses) ; ils représentent 37 et 58 % des individus récoltés aux points 1 et 6. Ce basculement de structure est maintenant établi et stable depuis une quinzaine d'années. Aucun recrutement n'est observé pour l'espèce *Mytilus edulis*.

La dominance des Tuniciers dans le peuplement reste toutefois très inférieure à ce qu'était celle des moules il y a quelques années (> 80 % des individus récoltés), ce qui a permis à des espèces déjà communes dans le peuplement de devenir également dominantes (les 3 Annélides citées plus haut). Leur impact sur le milieu est également différent. La moulière induisait une forte biodéposition qui rendait le sédiment plus hétérogène. Ceci favorisait la présence d'une endofaune, notamment annélidienne, non négligeable. Ce n'est plus le cas comme le montrent à la fois l'analyse granulométrique (Fig. 6.2) et le cortège faunistique (annexe).

6.3.2.3. Peuplement des sables hétérogènes

L'analyse faunistique des points 16 et H.Z. mettait souvent en évidence un faible nombre d'espèces, particulièrement au printemps. Depuis une dizaine d'années, la situation est apparue beaucoup plus variable. En 2000 au point 16, le sédiment grossier hétérogène avait favorisé la présence d'un plus grand nombre d'espèces (26 au printemps et 24 en automne). Cette augmentation de la diversité s'était accompagnée d'une très forte dominance du Mollusque gastéropode invasif *Crepidula fornicata* (plus de 1000 individus dans 30 litres de sédiment), présent en ce point de façon continue depuis 1997.

En 2001, le nombre d'espèces récoltées était de nouveau très faible (0 à 4), ce qui avait été attribué à des déplacements sédimentaires qui peuvent être importants sur ces milieux (Davoult *et al.*, 1998). Le point H.Z. était resté oligospécifique en 2000 et 2001 (0 à 6 espèces récoltées).

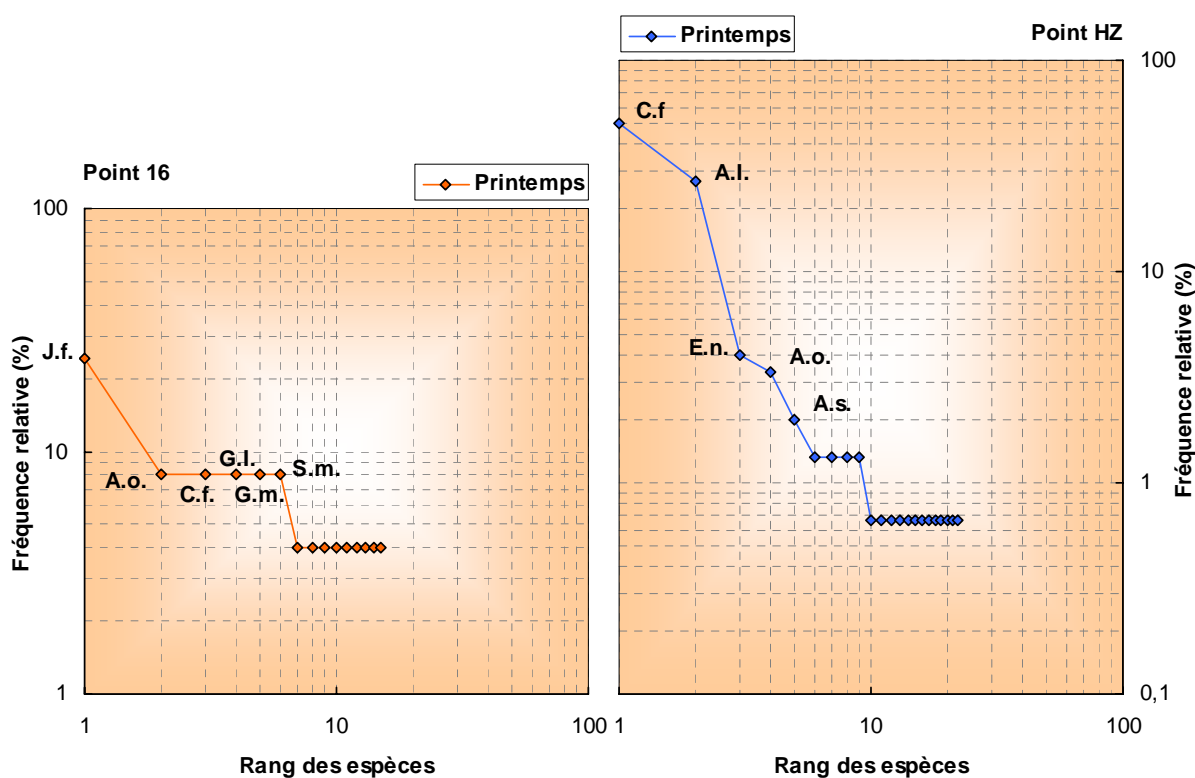


Figure 6.5: Diagramme rang-fréquence (DRF) des peuplements du point 16 et HZ

En 2002 au point 16, une seule espèce avait été récoltée au printemps (*Crepidula fornicata*) et 14 espèces en automne, dont 8 espèces caractéristiques de fonds grossiers, 2 espèces caractéristiques de milieux sableux et *C. fornicata* qui dominait de nouveau fortement le prélèvement (95,6 % des individus récoltés). Au point HZ, 10 espèces avaient été récoltées au printemps, toutes caractéristiques des milieux sableux côtiers. En automne seulement 2 espèces ont été récoltées : le Gastéropode *C. fornicata* (83,3 % des individus récoltés) et le procordé *Amphioxus lanceolatus*, souvent trouvé en ce point et caractéristique des sables grossiers et des graviers.

En 2003, le nombre d'espèces récoltées était assez important pour ce type de fond (13 au point 16, 16 au point H.Z.). Les cortèges spécifiques étaient dominés par des espèces sabulicoles à

l'exception de *Crepidula fornicata*, encore dominante. Cette espèce était présente dans tous les prélèvements effectués, sur tous les types de sédiment.

En 2004, le nombre d'espèces récoltées se situait entre 8 et 12. Les espèces dominantes étaient sabulicoles même si *Crepidula fornicata* dominait les prélèvements réalisés au point 16.

En 2005, les prélèvements étaient fortement dominés par *C. fornicata* (42 à 74 % des individus récoltés). Les DRF autrefois convexes, sont souvent rectilignes à sigmoïdes.

En 2006, *Crepidula fornicata* représentait plus de 85 % des individus récoltés au point HZ. Les autres espèces du cortège appartenaient à la fois aux milieux de sables et graviers hétérogènes et aux milieux de cailloutis.

En 2007, *Crepidula fornicata* dominait les prélèvements au printemps au point H.Z et en automne aux deux points (> 60 % de l'abondance totale). Les cortèges étaient dominés par des espèces de fonds grossiers et de sables hétérogènes. Le cortège spécifique était donc à l'image du sédiment récolté, mais dominé par *C. fornicata*.

En 2008, *Crepidula fornicata* reste une espèce dominante du peuplement (1^{er} rang et 44,8 % des espèces récoltées au point 16 au printemps ; 2^{ème} rang et 21,1 % au point HZ au printemps, 1^{er} rang et 68,9 % en automne). Les DRF sont plutôt rectilignes.

Depuis son apparition sur le site, *Crepidula fornicata* a donc montré des fluctuations importantes, sans doute liées à son type de distribution très contagieux. Cependant elle constitue maintenant régulièrement l'espèce dominante dans la partie sableuse à sablo-graveleuse du domaine côtier.

Cette année, le nombre d'espèces récoltées est important (15 et 26), *Crepidula fornicata* reste une espèce dominante (3^{ème} rang au point 16 avec 8 % des individus récoltés, 1^{er} rang au point HZ avec 50 % des individus récoltés). L'indice de Shannon est élevé au point 16 ($H' = 3,6$) en raison d'une distribution très régulière des abondances ($E = 0,93$). Il est plus faible au point HZ ($H' = 2,4$), en raison de la forte dominance de *C. fornicata* ($E = 0,54$). Le DRF du point 16 est plutôt convexe, celui du point HZ rectiligne (cf. Fig. 6.5).

La disparition de la moulière peut expliquer en partie la variation granulométrique observée à ces stations dans la mesure où celle-ci devait fortement diminuer l'intensité des courants de marée de fond pendant les périodes de flot au profit d'un ensablement de la partie est de la zone côtière. De tels effets ont déjà été observés au sonar latéral. Ce dernier a permis de mettre en évidence des traînées sableuses d'environ 2 milles de long dans le prolongement d'une épave, à l'abri du courant de flot (Augris *et al.*, 1987).

6.4. Conclusion

Le peuplement des cailloutis, représenté au large par le point 2 et à la côte par les points 1 et 6, est géographiquement stable depuis 1992.

Au large, il reste fortement dominé par *Ophiothrix fragilis*. Dans sa partie côtière, la disparition de la moulière à *Mytilus edulis* perdure depuis 1990 ainsi que son remplacement par des Tuniciers, en particulier *Styela coriacea*, *Dendrodoa grossularia* et *Molgula manhattensis*. Les très rares individus de *M. edulis* récoltés en 2004 et 2005 montrent toutefois qu'un recrutement de l'espèce est toujours possible sur la zone d'étude. Le sédiment grossier de cette partie côtière (points 1 et 6) abrite donc de façon stable depuis 1990 un faciès côtier typique du peuplement

des cailloutis à épibiose sessile. Ce faciès est un peu moins diversifié que ne l'était la moulière. Le basculement brutal, par absence de recrutement de moules, d'une situation stable à l'échelle de quelques années (la moulière, présente pendant la première partie de l'étude, de 1977 à 1988) à une autre situation stable, le faciès côtier de cailloutis dominé par des Tuniciers et des Annélides tubicoles de substrat dur, a donc conduit à cette situation qui perdure maintenant depuis 19 ans.

La transition avec les sables hétérogènes s'effectue de façon assez tranchée depuis 1993 au niveau du point 16, qui est depuis cette période le point dont les variations sédimentaires interannuelles sont les plus marquées. Toutefois, le sédiment hétérogène du point H.Z. est plus grossier que celui du point 16 depuis 2006.

L'abondance de *Crepidula fornicata* est confirmée depuis 1998 : l'espèce est connue pour s'installer durablement et modifier éventuellement le substrat. Sa très forte augmentation d'abondance définit un phénomène de type invasif, comme le montre sa très forte dominance depuis 2006 au point H.Z.

L'évolution de la couverture sédimentaire de la zone côtière a suivi la disparition de la moulière à *Mytilus edulis*. La relative stabilité de structure observée maintenant depuis une vingtaine d'années devrait donc se poursuivre si aucune sédentarisation massive de moules ne se produit sur la zone des points 1 et 6. L'évolution encore sensible en 1995 vers des sédiments plus grossiers est maintenant stabilisée.

La répartition spatio-temporelle des points de prélèvement reste bien adaptée à la variabilité observée sur le site. Les campagnes de printemps et d'automne permettent d'obtenir une vue d'ensemble des peuplements et de mettre en évidence le contraste entre la stabilité de la zone du large et la variabilité constatée certaines années en zone côtière. Malgré l'absence de campagne automnale cette année, la diversité de la zone semble avoir été correctement échantillonnée et la situation bio-sédimentaire est très proche de celle des années précédentes. Seule la variabilité saisonnière de couverture sédimentaire de la partie côtière orientale ne peut bien sûr pas être mise en évidence. Le suivi du point 2 paraît suffisant pour vérifier la stabilité interannuelle de la zone située plus au large. Le système semble maintenant peu évoluer et n'être soumis qu'à des fluctuations interannuelles de faible ampleur.

L'extension de *Crepidula fornicata* à l'ensemble de la zone côtière constitue l'évolution la plus récente du système étudié ; elle semble arrivée à peu près à son terme (présence à toutes les stations de la partie côtière, indépendamment du substrat). Sa dominance semble en partie liée aux fluctuations sédimentaires constatées d'une année sur l'autre. Ces fluctuations favorisent alternativement les espèces à tendance sabulicoles/gravellicoles et les espèces de cailloutis. Mais *C. fornicata* semble peu affectée par ces variations voire en bénéficie pour se maintenir comme espèce dominante.

Comme cela a déjà été souligné au cours des années précédentes de suivi, les rejets de la centrale (eau de mer réchauffée et chlorée) n'ont aucun impact visible sur la diversité et la structure des peuplements benthiques locaux, certainement en raison d'une dilution rapide dans la masse d'eau côtière.

ANNEXES

- **Signification des abréviations d'espèces employées**
- **dans les diagrammes Rang-Fréquence**

A.l. :	Amphioxus lanceolatus
A.o. :	Aonides oxycephala
A.s. :	Amphiura securigera
C.f. :	Crepidula fornicata
D.g. :	Dendrodoa grossularia
E.n. :	Eupolymnia nebulosa
G.l. :	Glycera lapidum
G.m. :	Gammaropsis maculata
J.f. :	Jassa falcata
L.s. :	Lepidonotus squamatus
O.f. :	Ophiothrix fragilis
P.l. :	Pisidia longicornis
P.s. :	Polynoe scolopendrina
P.t. :	Pomatoceros triqueter
S.c. :	Styela coriacea
S.m. :	Stenothoe marina
S.s. :	Sabellaria spinulosa
T.s. :	Thelepus setosus

Signification des abréviations d'espèces employées dans les diagrammes Rang-Fréquence

		Printemps 2009							Printemps 2009				
Espèces	Points	1	2	6	16	HZ	Espèces	Points	1	2	6	16	HZ
Spongiaires													
<i>Sycon ciliatum</i>			+										2
<i>Leucosolenia botryoides</i>		+	+	+									1
<i>Dysidea fragilis</i>		+										1	
<i>Spongiaire sp.</i>		+	+	+									2
Cnidaires													
<i>Tubularia indivisa</i>		+	+	+									
<i>Diphasia attenuata</i>			+										
<i>Hydrallmania falcata</i>			+										
<i>Sertularia cupressina</i>		+	+	+		+							
<i>Kirchenpaueria pinnata</i>		+											
<i>Urticina felina</i>		2	3										
<i>Alcyonium digitatum</i>			+										
Actiniaires spp.		2	2	4									
Turbellariés													
<i>Prostheceraeus vittatus</i>			1										
Annélides													
<i>Aonides oxycephala</i>					2	5							
<i>Spiophanes bombyx</i>					1								
<i>Notomastus latericeus</i>						2							
<i>Nephtys caeaca</i>					1								
<i>Phyllodoceidae sp.</i>		1											
<i>Glycera lapidum</i>					2	1							
<i>Lumbrineris sp.</i>						1							
<i>Kefersteina cirrata</i>					1	1							
<i>Syllidae sp.</i>		2				1							
<i>Lepidonotus squamatus</i>		8	28	3									
<i>Polynoe scolopendrina</i>		22	10	51									
<i>Marphysa sanguinea</i>		1		4									
<i>Sabellaria spinulosa</i>		18	1	147		1							
<i>Thelepus setosus</i>		51	16	142	1								
<i>Amphiteis gunneri</i>		1											
<i>Eupolymnia nebulosa</i>				2		6							
<i>Lanice conchilega</i>						1							
<i>Serpulidae sp.</i>		4	1	1									
<i>Pseudopotamilla reniformis</i>				1									
<i>Sabella pavonina</i>		1											
<i>Pomatoceros triqueter</i>		156	24	49									
Sipunculiens													
<i>Golfingia minuta</i>		2		37		1							
<i>Phascolion strombi</i>					1								
Mollusques													
<i>Acanthochitona crinita</i>		1	3	1									
<i>Buccinum undatum</i>		6		1		2							
<i>Ocenebra erinacea</i>		1		2									
<i>Diodora graeca</i>		1		2									
<i>Calliostoma zizyphinum</i>			1										
<i>Crepidula fornicata</i>		1		13	2	75							
<i>Acanthocardia echinita</i>						1							
<i>Chlamys varia</i>		1											
<i>Nucula nitidosa</i>				1		1							
Esis arcuatus													
													2
Glycymeris glycymeris													
													1
Spisula (ovalis) solida													
											1		
Paphia rhomboïdes													
													2
Musculus discors													
		1	1										
Bryozoaires													
Conopeum reticulum													
		+											
Electra pilosa													
		+		+									
Bicellariella ciliata													
				+									
Disporella hispida													
		+	+	+									
Cellepora pumicosa													
		+		+									
Crisia eburnea													
				+									
Crisia aculeata													
				+									
Tubulipora sp.													
		+	+	+									
Plagioecia patina													
		+		+									
Escharella immersa													
		+	+	+									
Schizomavella auriculata													
		+	+	+									+
Schizopora brongnartii													
		+	+	+									
Amphiblestrum flemingii													
				+									
Vesicularia spinosa													
													+
Alcyonidium gelatinosum													
		+		+									
Cirripèdes													
Balanus crenatus													
		+		+									+
Verruca stroemia													
		+	+	+									
Isopodes													
Anthura gracilis													
						1							
Gnathia oxyuracea													
									1				
Cumacés													
Diastylis rathkei													
												1	
Amphipodes													
Perrierella audouiniana													
						1							
Synchelidium maculatum													
											1	1	
Stenothoe marina													
											2		
Gammaropsis maculata													
		2		7	2								
Gammaropsis nitida													
				3									
Jassa falcata													
												6	
Mysidacés													
Neomysis integer													
		1											
Décapodes													
Eualus pusiolus													
												1	
Pisidia longicornis													
		27	72	5									
Anapagurus hyndmanni													
				2		1							
Liocarcinus holsatus													
		2											
Pilumnus hirtellus													
		3		2									
Necora puber													
		2											

Espèces	Points	Printemps 2009				
		1	2	6	16	HZ
Echinodermes						
<i>Asterias rubens</i>		1				
<i>Amphiura securigera</i>						3
<i>Ophiothrix fragilis</i>			274			
<i>Psammechinus miliaris</i>		1	2			
Tuniciers						
<i>Ascidia mentula</i>		1	2	2		
<i>Ascidia conchilega</i>			2			
<i>Ascidella scabra</i>			5			
<i>Styela clava</i>		8		4		
<i>Styela coriacea</i>		151	21	562		1
<i>Dendrodoa grossularia</i>		27	9	74		
<i>Molgula manhattensis</i>		4	12	21		
Céphalocordés						
<i>Amphioxus lanceolatus</i>						40
Poissons						
<i>Taurulus bubalis</i>			1			
<i>Myoxocephalus scorpius</i>			1			

7. Le Zoobenthos Intertidal

Rapport

Antoine Meirland	(GEMEL)
Céline Rolet	(GEMEL)
Jean-Denis Talleux	(GEMEL)

7.1. Introduction

Depuis 1973, la zone intertidale située à *Saint Valéry en Caux* à proximité de la centrale nucléaire de Paluel est l'objet d'un suivi écologique qui porte plus particulièrement sur la dynamique de population d'*Idotea granulosa* Rathke (Crustacea : Malacostraca : Peracarida : Isopoda : Idoteidae). Cet animal (Fig. 1) se trouvant sur les côtes normandes dans sa limite méridionale de répartition, il peut être à ce titre considéré comme un bon indicateur d'un éventuel impact thermique du rejet du circuit de refroidissement de la centrale.



Figure 7.1 : Vue latérale d'*Idotea granulosa* (© GEMEL 2006)

Depuis 1984, une seconde zone située en amont de la centrale par rapport au sens du courant résiduel et à un kilomètre au Nord-Est de *Veulettes sur Mer* est échantillonnée. Ce site étant, selon le modèle du Laboratoire Central d'Hydraulique de France (LCHF), hors d'impact du panache thermique de la centrale, son suivi a pour objectif d'appréhender les fluctuations de la population d'*Idotea granulosa* en condition non perturbée.

De 1973 à 1987, le nombre annuel de campagnes d'échantillonnage a été réduit de 6 à 3 et depuis 1988, le suivi porte uniquement sur la période estivale, période de reproduction d'*Idotea granulosa*. En 2006, le nombre annuel de campagnes a été réduit à deux.

7.2. Rappels sur l'écologie et la biologie d'*Idotea granulosa*

La répartition de cette espèce sur les estrans et son comportement ont été étudiés par de nombreux auteurs (Sars, 1899 ; King & Russell, 1909 ; Naylor, 1955 ; Sywala, 1964 ; Horlyck, 1973). *Idotea granulosa* est distribué de la Normandie jusqu'à la Mer Blanche (Arctique). Cet isopode se rencontre à tous les niveaux de l'estran en particulier dans les ceintures à fucacées mais sa présence est maximale dans le peuplement à *Fucus vesiculosus*. Les périodes de reproduction sont au nombre de deux : une période estivale (juin à août) qui concerne les individus adultes nés l'année précédente et une période automnale (septembre à octobre) qui concerne également les individus adultes nés au cours de l'été.

Grâce à l'élevage d'*Idotea granulosa*, le cycle biologique de cette espèce est connu avec précision (Dewarumez, 1979).

Les mâles et les femelles ont une durée de vie respectivement de 18 et 15 mois.

La mue affecte les adultes selon une périodicité de 26 à 28 jours tandis que chez les juvéniles la durée d'inter mue varie de 5 à 20 jours.

La gestation des femelles dure 13 à 15 jours et comporte quatre stades :

- Stade I : embryons sphériques dans le marsupium durée : 6-7 jours
- Stade II : embryons allongés, enveloppes intactes durée : 3-4 jours
- Stade III : embryons segmentés, enveloppes rompues durée : 2 jours
- Stade IV : yeux des embryons bien différenciés durée : 2 jours

La libération des juvéniles hors du marsupium est suivie d'une phase de repos, de quinze jours environ, durant laquelle la femelle n'est pas fécondable. La gestation n'interrompt pas le cycle des mues et la femelle est de nouveau fécondable après la mue suivante.

7.3. Méthodologie

7.3.1. Prélèvements

En 2009, les prélèvements ont été effectués le 26 juin et le 27 juillet. Les prélèvements ont été réalisés au niveau de la ceinture algale à *Fucus vesiculosus* (L.) où l'on trouve préférentiellement l'espèce *I. granulosa* (figure 7.2).

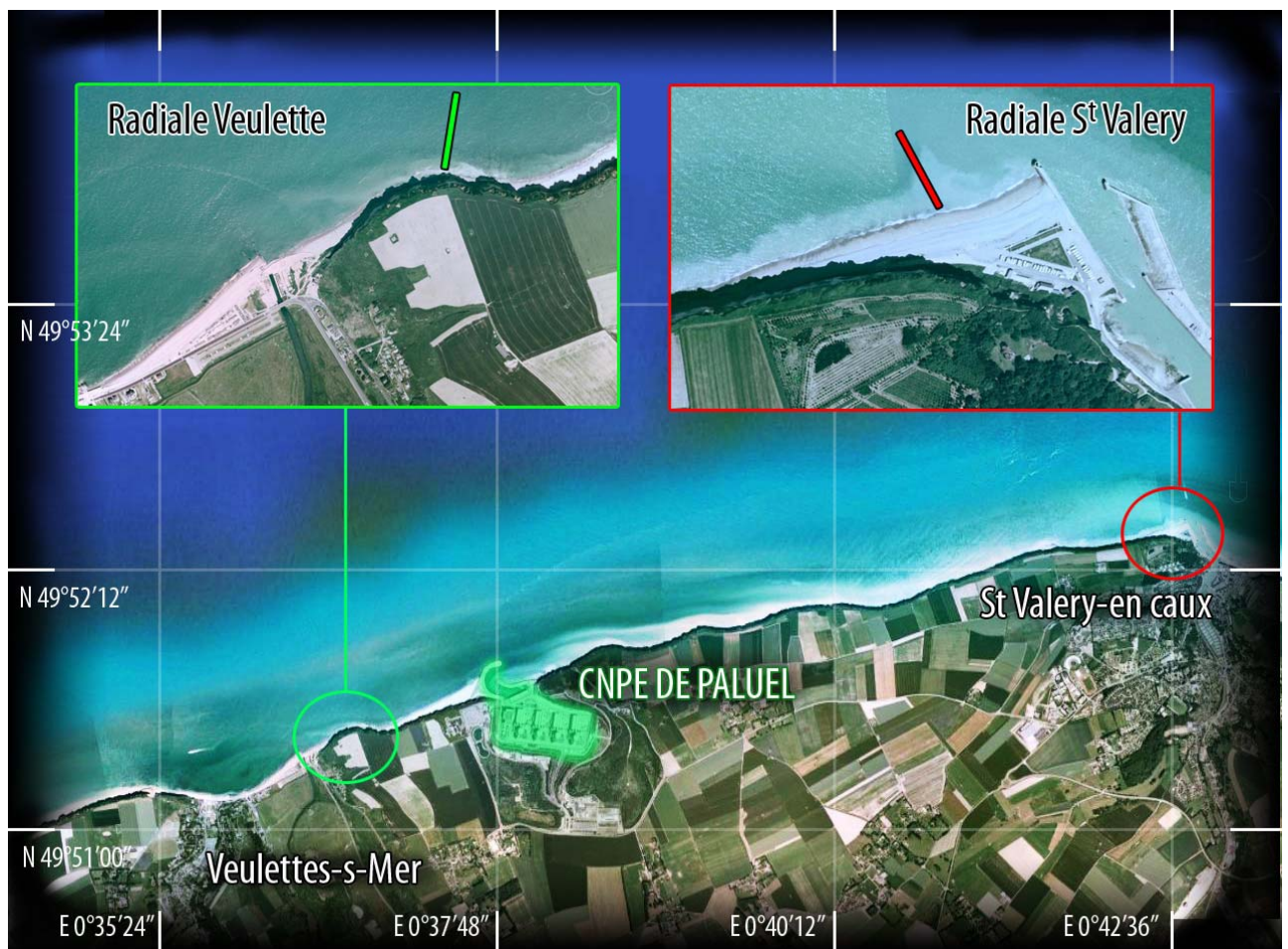


Figure 7.2 : Positionnement des radiales de prélèvement

Les coordonnées des points de départ des radiales sont pour :

- Veulettes : N 49°51,49', E 0°36,84'
- S^t Valéry : N 49°52,37', E 0°42,46'

La surface échantillonnée de 0,25 m² est délimitée à l'aide d'un quadrat souple de 0,5 m de côté formé de quatre équerres métalliques reliées par des cordes de nylon.

Au niveau du point témoin de *Veulettes sur Mer*, comme au niveau du point de *St Valéry en Caux*, seize prélèvements de 0,25 m² ont été réalisés par campagne dans la ceinture à *Fucus vesiculosus*. Sur chaque site ont été réalisés :

- quatre prélèvements dans le niveau supérieur de la ceinture,
- huit prélèvements dans la partie médiane,
- quatre prélèvements dans le niveau inférieur en limite de la ceinture à *Fucus serratus*.

7.3.2. Dénombrement des Idotés

Au laboratoire, les idotés sont séparées des algues pour être finalement fixées au formol salé à 10 %. Chaque échantillon fait l'objet d'un tri et d'un dénombrement des *Idotea granulosa*.

Pour chaque site et chaque campagne, les quatre échantillons (correspondant à une surface échantillonnée de 1 m²) les plus abondants en *I. granulosa* sont réservés pour l'étude des paramètres de la population (taille, sexe et stade de maturation).

7.3.3. Poids des algues

Les *Fucus* récoltés ont été déterminés. La biomasse totale de *Fucus* est utilisée comme variable. Pour chaque échantillon de 0,25 m² les échantillons de *Fucus* sont pesés à 0,1 g près après une dessiccation à l'étuve à 56 °C jusqu'à stabilisation du poids. La biomasse algale est alors exprimée en grammes de poids sec étuvé (PSE) par unité de surface.

7.3.4. Mesure de la longueur des *Idotea granulosa*

Les individus sont mesurés à 0,1 mm près, au micromètre oculaire de la loupe binoculaire. La longueur de l'Idoté est prise de la base des antennes à l'extrémité du telson.

Les individus mesurés sont classés en neuf catégories suivant leur sexe et leur degré de différenciation sexuelle.

7.3.4.1. Mâles

Les mâles sont caractérisés par la présence sur la face sternale du premier segment abdominal d'un pénis bifide parfaitement visible chez les individus de grande taille. Chez les individus de petite taille, la détermination est facilitée par la présence d'un *appendix masculina* (Fig. 7.3) situé à la face interne du deuxième pléopode (le sujet juvénile pouvant être mal conservé, lorsque l'*appendix masculina* est *a priori* absent, il convient de vérifier systématiquement l'absence d'un pénis (Fig. 7.4) avant de le classer parmi les femelles).



Figure 7.3 : *Appendix masculina* (© GEMEL, 2006)

Figure 7.4 : Pénis bifide de mâle II (© GEMEL, 2006)

Les mâles sont distingués selon leur degré de maturation sexuelle en deux catégories :

- Stade I : mâles juvéniles, deuxième péréopode sans duvet (Fig. 7.5)
- Stade II : mâles adultes, deuxième péréopode couvert d'un duvet abondant (Fig. 7.6)



Figure 7.5 : Deuxième péréopode de mâle juvénile

Figure 7.6 : Deuxième péréopode de mâle de stade II

(© GEMEL, 2006)

7.3.4.2. Femelles

Chez la femelle adulte, le marsupium est formé par la différenciation en oostégites de la base des cinq premières paires de pléopodes qui se recouvrent pour former une enveloppe, le marsupium, en position sternale.

Les femelles sont classées en sept catégories :

- Femelles juvéniles (sans oostégites) (Fig : 7.7)



Figure 7.7 : Femelle juvénile (© GEMEL 2006)

- Femelles avec oostégites en cours de différenciation (Fig. 7.8)

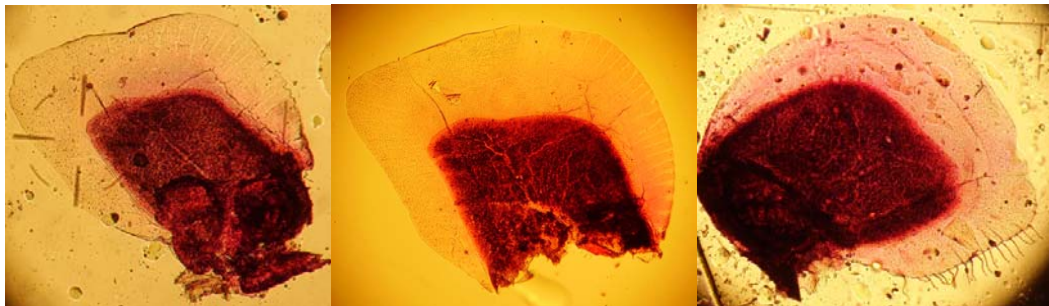


Figure 7.8 : Oostégites II (gauche), III (centre) et IV (droite) d'une femelle différenciée

- Femelles de stade I : embryons sphériques dans le marsupium (Fig. 7.9)

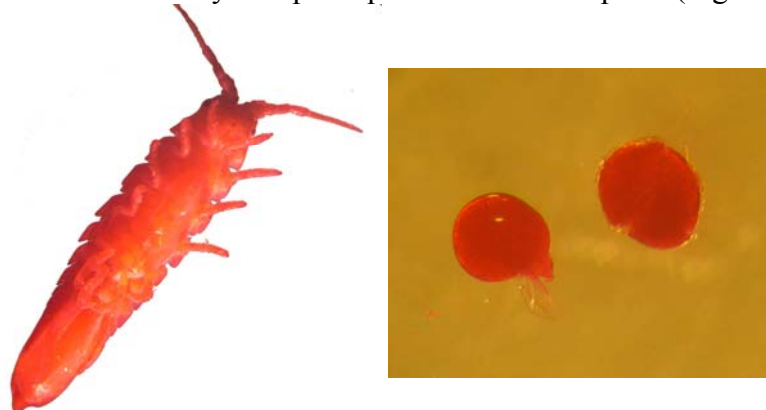


Figure 7.9 : Femelle stade I, embryons sphériques (© GEMEL 2006)

- Femelles de stade II : embryons allongés, enveloppes intactes (Fig. 7.10)



Figure 7.10 : Femelle de stade II, embryons allongés (© GEMEL 2006)

- Femelles de stade III : embryons segmentés, enveloppes rompues (photo non disponible)
- Femelles de stade IV : yeux des embryons bien différenciés (Fig. 7.11)



Figure 7.11 : Femelle de stade IV, embryons avec des yeux différenciés (© GEMEL 2006)

- Femelles dont le marsupium est vide (Fig. 7.12)



Figure 7.12 : Femelle vide (© GEMEL 2006)

7.4. Résultats

Le tableau 7.1 récapitule les valeurs de biomasses de *Fucus* et de densités d'*Idotea granulosa* pour chacun des échantillons de 0,25 m² récoltés en 2009 sur les stations de *St Valéry en Caux* et de *Veulettes sur Mer*.

Prélèvement (0,25m ²)	26/06/2009				27/07/2009			
	Veulettes		Saint Valéry		Veulettes		Saint Valéry	
	Poids sec alg. (g)	Nb I.g.	Poids sec alg. (g)	Nb I.g.	Poids sec alg. (g)	Nb I.g.	Poids sec alg. (g)	Nb I.g.
1	120,40	13	173,54	49	121,66	0	199,21	27
2	156,96	17	137,31	53	132,71	4	110,27	11
3	179,35	12	162,63	59	157,13	2	205,12	30
4	149,87	12	286,48	63	96,04	5	110,38	26
5	342,05	20	180,38	40	188,80	1	166,96	13
6	100,23	8	187,38	43	162,82	10	196,25	18
7	130,51	12	86,88	20	122,43	10	150,51	12
8	282,59	18	140,58	24	208,94	6	209,14	34
9	127,27	10	122,12	26	197,57	17	168,26	16
10	127,05	7	215,65	52	76,68	8	146,22	17
11	148,60	26	256,00	11	105,80	5	124,05	13
12	261,23	12	150,55	51	146,39	16	170,49	23
13	168,76	23	170,27	32	123,03	9	155,58	33
14	265,34	18	127,95	26	162,98	17	129,82	21
15	140,40	8	163,70	26	67,40	5	137,69	13
16	82,31	3	242,36	61	162,14	16	110,34	11
Moyenne (m ²)	695,73	54,75	700,94	159	558,13	32,75	622,57	79,50
Ecart-type (m ²)	295,18	24,77	210,76	65,34	165,53	22,96	137,12	32,03

Tableau 7.1 : Valeurs des biomasses algales (poids sec en grammes) et nombre d'*Idotea granulosa* dans les prélèvements de 0,25m² de *St Valéry en Caux* et *Veulettes sur Mer* lors des deux campagnes estivales de suivi en 2009.

7.4.1. Biomasse algale

Concernant la biomasse algale (indice du recouvrement dans la ceinture à *Fucus vesiculosus*), les différences de moyennes calculées ont été testées.

La biomasse algale suit la loi Normale (Test de Kolmogorov-Smirnov ; KSd=0,134 ; $p>0,05$). Les variances sont homogènes (Test de Levene ; F=2,71 ; ddl=3 ; $p>0,05$). L'Analyse de Variance réalisée sur les quatre échantillons ne permet pas de mettre en évidence une différence significative entre les échantillons (F=1,65 ; $p>0,05$). Les biomasses de *Veulettes* sont similaires à celles de *St Valéry en Caux*.

La biomasse moyenne d'algue au cours de l'été 2009 est de 627 ± 230 g/m² à *Veulettes sur Mer* et de 662 ± 174 g/m² à *St Valéry en Caux*. Ces valeurs sont significativement différentes (F= 4,41 ; $p<0,05$) des valeurs moyennes estivales depuis 1996 à *St Valéry* (594 ± 149 g/m²) mais ne le sont pas à *Veulettes* (677 ± 163 g/m²).

Sur les deux sites, la ceinture algale est plus développée que les années précédentes. En 2009, les biomasses algales des deux sites sont similaires.

7.4.2. Densité des *Idotea granulosa*

Les densités d'idotés ont été testées de la même façon.

Le nombre d'idotés suit la loi Normale (Test de Kolmogorov-Smirnov ; $K_{Sd}=0,17$; $p>0,05$). Les variances ne sont pas homogènes (Test de Levene ; $F=14,19$; $ddl=3$; $p<0,05$). Le test de Kruskal-Wallis réalisé sur les quatre échantillons met en évidence des différences significatives entre les échantillons ($H=36,76$; $p<0,05$).

La densité moyenne d'*Idotea granulosa* au cours de l'été 2009 est de $119,25 \pm 48,70$ ind./m² à *St Valéry en Caux* et de $43,75 \pm 23,87$ ind./m² à *Veulettes sur Mer*. Ces valeurs ne sont pas significativement différentes ($F= 2,01$; $p>0,05$) des valeurs moyennes estivales depuis 1996 pour le site de *St Valéry* ($95,23 \pm 42,53$ ind./m²) mais le sont pour celui de *Veulettes* ($116,92 \pm 51,69$ ind./m²).

Le nombre d'idotés est cette année nettement plus élevé que les deux années précédentes, mais reste cependant inférieur aux densités observées en 2005 et 2006.

7.4.3. Rapport entre densité d'*Idotea granulosa* et biomasse d'algue

Les *Fucus* constituent l'habitat de l'idoté. Pour étudier l'évolution de cette espèce, il convient de prendre en compte l'habitat disponible. La variable utilisée est donc le nombre d'idotés pour cent grammes de *Fucus*.

Le nombre d'idotés pour 100 grammes de *Fucus* suit la loi Normale (Test de Kolmogorov-Smirnov ; $K_{Sd}=0,187$; $p>0,05$). Les variances sont homogènes (Test de Levene ; $F=2,45$; $ddl=3$; $p>0,05$). L'Analyse de Variance réalisée sur les quatre échantillons met en évidence des différences significatives entre les échantillons ($F=32,66$; $p<0,05$).

La moyenne estivale du taux de colonisation des *Fucus* par les *Idotea granulosa*, est de $18,1 \pm 6,4$ ind./100 g PSE à *St Valéry* et de $7,1 \pm 3,6$ ind./100g PSE à *Veulettes*. Ces valeurs sont significativement ($H= 28,81$; $p<0,05$) différentes des valeurs moyennes estivales depuis 1996 pour le site de *Veulettes* ($16,0 \pm 6,8$ ind./100 g PSE) mais ne le sont pas à *St Valéry* ($16,2 \pm 6,8$ ind./100 g PSE).

Le taux d'occupation des *Fucus* par les *Idotea granulosa* est à rapprocher des observations réalisées en 2006.

7.4.4. Impact de la densité de *Sphaeroma serratum* sur la densité d'idotés

Comme les trois dernières années, l'année 2009 a été exceptionnelle quant au nombre de *Sphaeroma serratum* récoltés avec les *Fucus* aux côtés des Idotés. Ces deux espèces sont proches taxonomiquement et écologiquement. Afin d'étudier un éventuel phénomène de vicariance entre les deux espèces, les corrélations entre les densités de chaque espèce et entre les taux d'occupation des *Fucus* par chaque espèce sont recherchées.

Le nombre de *Sphaeroma serratum* est négativement corrélé au nombre d'*Idotea granulosa*, aussi bien concernant les densités ($R^2= -0,12$; $n=64$; $p<0,05$) que concernant les densités pour 100 g d'algues ($R^2= -0,16$; $n=64$; $p<0,05$). Ces résultats laissent supposer l'existence d'une

légère compétition entre les deux populations, phénomène jamais observé depuis 2006, date des premières études réalisées à ce sujet.

7.4.5. Structure de la population d'*Idotea granulosa* au cours de l'été 2009

Parmi les 16 échantillons récoltés sur chaque site lors de chacune des deux campagnes, les quatre échantillons les plus abondants en *Idotea granulosa* ont été sélectionnés pour analyser la répartition des sexes et la structure de taille de la population (Fig. 7.13-7.14 et tableau 7.2).

Les juvéniles constituent l'essentiel de la population avec, comme en 2008, une proportion plus importante à Veulettes qu'à *St Valéry*. Une légère augmentation du nombre de juvéniles est observé fin juillet sur le site de *St Valéry*, probablement dû au nombre important de femelles gravides en juin. Le sex-ratio est déséquilibré en faveur des femelles chez les juvéniles et s'inverse en faveur des mâles chez les adultes. La proportion de mâles adultes est deux fois plus faible en juillet qu'en juin pour les deux sites.

Malgré tout, la structure de taille des mâles est sensiblement la même en juin et juillet pour les deux sites. Ces derniers deviennent adultes à une taille de 7 mm. Les tailles des femelles sont sensiblement les mêmes pour les deux sites : les femelles sont matures à partir de 7-8 mm environ.

Pourcentages (%)	26-juin-09		27-juil-09	
	St Valéry	Veulettes	St Valéry	Veulettes
Juvéniles	53,62	89,65	70,77	89,40
Mâles juvéniles	21,71	24,14	25,81	27,27
Femelles juvéniles	31,91	65,52	45,16	62,12
Femelles gravides	15,74	1,15	8,87	6,10
Femelles différenciation	5,53	1,15	6,45	0
Femelles vides	1,70	0	2,42	0
Mâles adultes	23,40	8,05	11,30	4,55
Sex-ratio	0,82	0,47	0,59	0,47

Tableau 7.2 : Répartition par sexe et degré de maturation sexuelle des individus dans la population d'*Idotea granulosa* à *St Valéry en Caux* et *Veulettes sur Mer* en juin et juillet 2009.

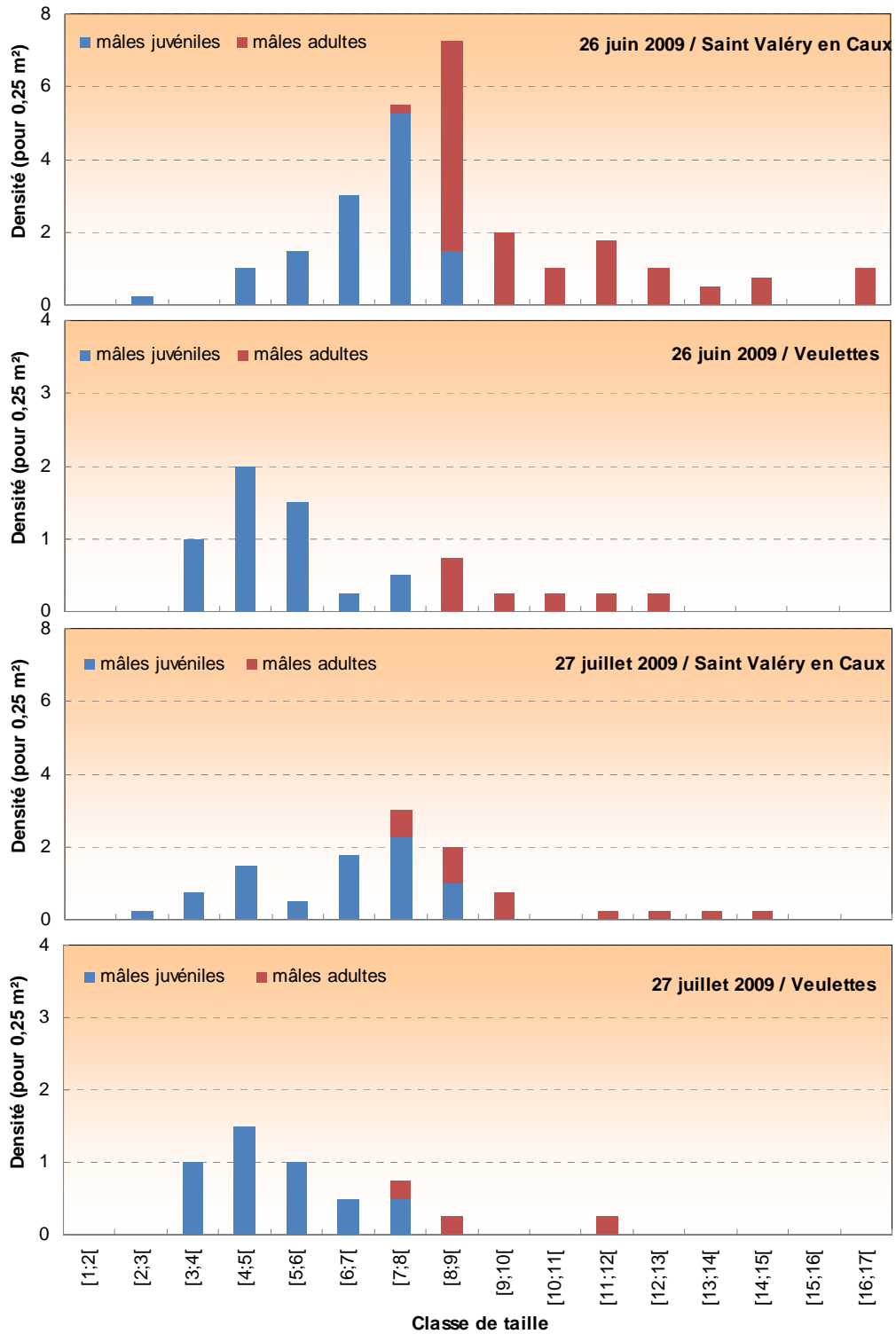


Figure 7.13 : Histogrammes des tailles (en mm) chez *Idotea granulosa* –mâles– à St Valéry en Caux et Veulettes sur Mer au cours de l'été 2009

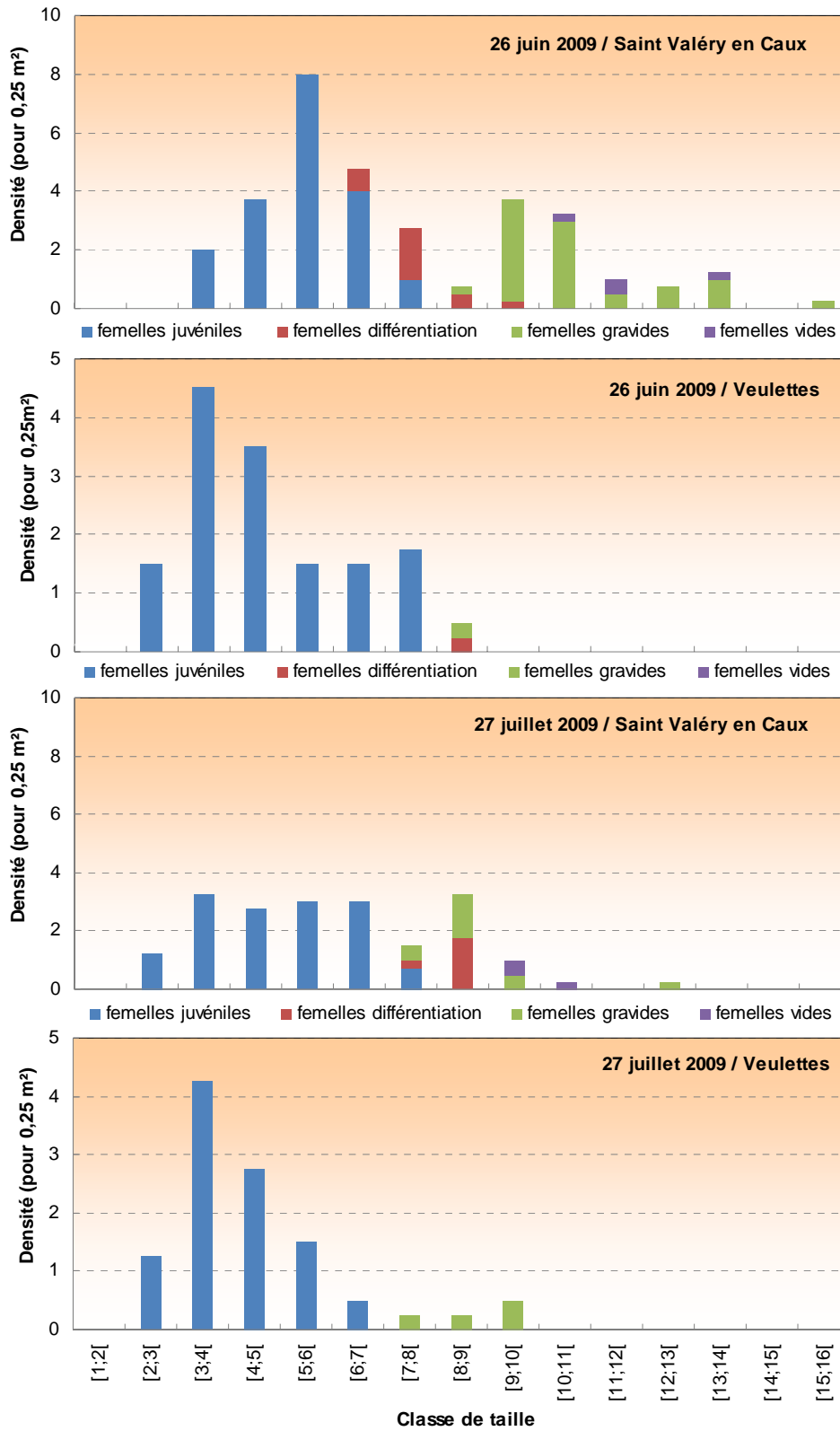


Figure 7.14 : Histogrammes des tailles (en mm) chez *Idotea granulosa* –femelles– à St Valéry en Caux et Veulettes sur Mer au cours de l’été 2009.

7.5. Evolution à long terme du benthos intertidal de *St Valéry en Caux et Veulettes sur Mer*

7.5.1. Rappels

Le suivi qui a démarré en 1973 portait initialement sur le seul site de *St Valéry en Caux*. L'échantillonnage était bimestriel et permettait d'étudier les variations saisonnières de la population d'*Idotea granulosa*.

En 1984, une station témoin a été ajoutée à *Veulettes sur Mer* au prix d'une réduction de la fréquence d'échantillonnage dès 1988. Depuis cette date, les deux stations sont suivies uniquement pendant la période estivale, au cours de laquelle sont réalisées trois campagnes d'échantillonnage jusqu'en 2006 où le nombre de campagne a été réduit à deux.

L'absence de standardisation en matière de fréquence d'échantillonnage implique que toute l'information recueillie depuis le début du suivi ne pourra pas être complètement valorisée dans le cadre d'une étude des évolutions à long terme.

Par ailleurs, en raison d'un déficit en matériel échantillonnable (*Fucus vesiculosus*) sur certaines années, les opérateurs ont été amenés à échantillonner temporairement les ceintures à *Fucus serratus* lesquelles servent également d'habitat à *Idotea granulosa*.

Pour les années où les deux types de ceintures ont été échantillonnées simultanément, il a été vérifié que les deux types de ceintures constituaient bien deux habitats différents : on trouve en moyenne 1,5 fois plus d'*Idotea granulosa* dans la ceinture à *Fucus vesiculosus* que dans la ceinture à *Fucus serratus*. Ainsi, l'échantillonnage des ceintures à *Fucus serratus* a davantage constitué une source supplémentaire de variabilité qu'un moyen d'assurer la continuité des séries de données.

Cela ne retire rien à l'intérêt d'une telle acquisition qui a permis de vérifier le rôle d'habitat refuge pour la population d'*Idotea granulosa* de la ceinture à *Fucus serratus* en absence de ceinture à *Fucus vesiculosus*, mais nécessite de considérer à part les données d'*Idotea granulosa* acquises dans ce type de ceinture.

Les tableaux 7.3 et 7.4 illustrent le problème de la discontinuité de l'échantillonnage qui depuis 1987 rend difficile l'analyse des évolutions à long terme.

Année	St Valéry en Caux					
	Mai	Juin	Juillet	Août	Septembre	Octobre
1985	06/05		05/07	21/08	19/09	15/10
1986	21/05				19/09	
1987		16/06		10/08 10/08	23/09 23/09	
1988			04/07	26/08		24/10
1989		05/06	24/07		20/09	
1990		26/06		07/08	18/09	
1991			01/07			
1992			01/07	03/08	10/09	
1993				01/09	03/09 03/09	
1994			12/07	09/08	07/09	
1995			05/07	01/08	13/09	
1996			04/07 04/07	03/08 03/08	03/09 03/09	
1997			07/07	07/08	01/09	
1998			02/07	03/08	01/09	
1999		29/06	26/07	31/08		
2000			06/07	01/08	01/09	
2001		27/06	24/07	20/08		
2002		26/06	29/07	25/08		
2003		17/06	16/07	11/08		
2004		02/06	05/07	03/08		
2005	26/05	28/06	27/07			
2006		29/06	31/07			
2007			04/07	06/08		
2008			07/07	06/08		
2009		26/06	27/07			

Tableau 7.3 : Dates des prélèvements réalisés sur le site de St Valéry en Caux depuis 1985 et type de la ceinture algale échantillonnée : vert = *Fucus vesiculosus* ; jaune = *Fucus serratus*

Années	Veulettes sur Mer					
	mai	juin	juillet	août	septembre	octobre
1985	06/05		05/07		19/09	
1986	21/05				19/09	
1987				10/08 10/08	23/09 23/09	
1988			04/07 04/07	26/08 26/08		24/10 24/10
1989		05/06 05/06	24/07 24/07		20/09 20/09	
1990		26/06		07/08 07/08	18/09 18/09	
1991			01/07 01/07	30/08 30/08	23/09 23/09	
1992			01/07 01/07	03/08 03/08	10/09 10/09	
1993			06/07 06/07		01/09 01/09	
1994			12/07 12/07	09/08 09/08	07/09 07/09	
1995			05/07 05/07	01/08 01/08	13/09 13/09	
1996			04/07 04/07	03/08 03/08	03/09 03/09	
1997			07/07	07/08	01/09	
1998			02/07	03/08	01/09	
1999		29/06	26/07	31/08		
2000			06/07	01/08	01/09	
2001		27/06	24/07	20/08		
2002		26/06	29/07	25/08		
2003		17/06	16/07	11/08		
2004		02/06	05/07	03/08		
2005	26/05	28/06	27/07			
2006		29/06	31/07			
2007			04/07	06/08		
2008			07/07	06/08		
2009		26/06	27/07			

Tableau 7.4 : Dates des prélèvements réalisés sur le site de Veulettes sur Mer depuis 1985 et type de la ceinture algale échantillonnée : vert = *Fucus vesiculosus* ; jaune = *Fucus serratus*

L'objet initial du suivi est l'étude de l'évolution de la population d'*Idotea granulosa*, espèce boréale considérée comme en limite de répartition méridionale, dans l'hypothèse d'un possible impact thermique du système de refroidissement du CNPE de Paluel. Comme le prélèvement des *Fucus vesiculosus*, qui en constituent l'habitat de prédilection, est indispensable à l'échantillonnage des Idotés, il est nécessaire, pour analyser la seule évolution de la population de l'Idoté, de filtrer autant que possible le lien de dépendance entre la biomasse algale et la densité d'*Idotea granulosa*.

7.5.2. Evolution de la biomasse des *Fucus vesiculosus* de 1985 à 2009

Les séries n'étant pas complètes ni régularisées, les données moyennes estivales (moyenne par site des données des 2 à 4 campagnes entre mai et octobre) sont considérées pour envisager l'étude des variations interannuelles. Une série continue depuis 1985 est ainsi obtenue.

En cas d'absence de matériel algal à échantillonner, une valeur nulle est affectée à la densité d'idotés. Comme le zéro idoté peut également être rencontré, en théorie, lorsque la biomasse algale n'est pas nulle, les valeurs nulles de biomasse algales ne sont pas considérées dans le calcul des valeurs moyennes. De ce fait c'est l'importance du recouvrement algal qui est principalement prise en compte.

L'évolution de la biomasse moyenne estivale de *Fucus vesiculosus* ainsi obtenue peut être séparée en quatre périodes distinctes (figure 7.15) :

- une période de déclin à partir de 1985 et qui se prolonge jusqu'en 1988 à *Veulettes sur Mer* et jusqu'en 1993 à *Saint Valéry en Caux*. Une réduction de la couverture algale d'un facteur trois à *Veulettes* est observée, ainsi qu'une disparition complète à *Saint Valéry*,
- une période de reconstitution à partir de 1989 à *Veulettes* et à partir de 1994 à *St Valéry* ; dans les deux cas, trois années sont nécessaires pour que les ceintures retrouvent un niveau recouvrement au moins égal à celui avant le déclin (entre 400 et 600 g/m² avant 1984 à *St Valéry en Caux*),
- Une période de relative stabilité depuis 1991 à *Veulettes* (718 ± 272 g/m²) et depuis 1996 à *St Valéry* (638,0 ± 196,8 g/m²) qui révèle le site de *Veulettes* comme ayant un potentiel supérieur en matière de recouvrement algal,
- Depuis 2005 à *St Valéry* et depuis 2006 à *Veulettes*, une diminution de la biomasse moyenne sur les deux sites. Cette diminution est plus marquée sur le site de *Veulettes* sur Mer,
- Une reconstitution des ceintures à *Fucus* depuis 2008 à *Veulettes* et depuis 2009 à *St Valéry*.

Les déclin, observés les années précédentes, se produisent simultanément sur les deux sites, vraisemblablement en réponse à un même stress.

La cause de la raréfaction des *Fucus vesiculosus* dans la deuxième moitié des années 1980 demeure indéterminée bien que ce déclin coïncide avec la montée en puissance du CNPE au cours de l'hiver 1984. Le fait que le site témoin de *Veulettes*, considéré par les modèles de dispersion comme hors d'impact des rejets d'eau chaude du CNPE, soit également touché et le caractère transitoire du phénomène laisse à penser qu'il n'y a pas de lien de causalité direct entre les deux phénomènes. L'hypothèse d'une adaptation de l'écosystème n'est pas confirmée par le suivi des peuplements benthiques de l'estran qui apparaissent relativement stables (hors ceinture de *F. vesiculosus*). Pour cette dernière raison il est également peu probable que cette raréfaction

soit d'origine biologique même si le broutage par les gastéropodes (littorines) ou la compétition avec *Sphaeroma serratum* ont parfois été proposés comme des causes possibles.

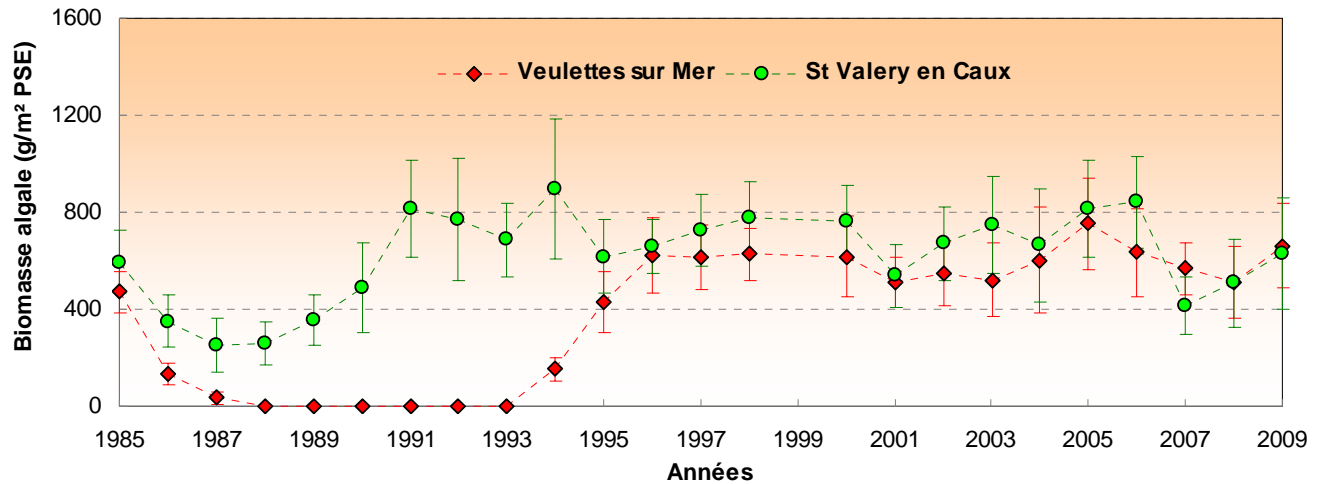


Figure 7.15 : Evolution de la moyenne estivale de la biomasse algale (g/m² PSE) dans la ceinture à *Fucus vesiculosus* entre 1985 et 2009 aux sites de *Saint Valéry en Caux* et *Veulettes sur Mer* (les barres d'erreur verticales font référence aux écarts-types).

7.5.3. Evolution de la densité des Idotés de 1985 à 2009

L'évolution de la moyenne estivale de la densité des idotés montre :

- une période de déclin à partir de 1985, qui se prolonge jusqu'en 1988 à *Veulettes sur Mer* et jusqu'en 1993 à *St Valéry en Caux* : on observe une réduction des densités d'un facteur deux à trois à *Veulettes* et une disparition complète à *St Valéry* faute de matériel algal,
- une période de reconstitution de la ceinture à *Fucus vesiculosus* à partir de 1989 à *Veulettes* et à partir de 1994 à *St Valéry* ; dans les deux cas la densité des Idotés retrouve son niveau initial (entre 75 et 175 ind./m² suivant l'efficacité du recrutement avant 1984 à *St Valéry en Caux*),
- une période de stabilité depuis 1991 à *Veulettes* (134 ± 88 ind./m²) et depuis 1996 à *St Valéry* (103 ± 71 ind./m²) qui révèle le site de *Veulettes* comme ayant un potentiel supérieur en matière d'accueil des idotés,
- un effondrement des effectifs sur les deux sites étudiés à partir de 2007,
- Une reconstitution des effectifs depuis cette année avec $119,25 \pm 48,70$ ind./m² à *St Valéry* et avec $43,75 \pm 23,87$ ind./m² à *Veulettes*, soit des densités 5 et 2 fois supérieures à l'année 2008.

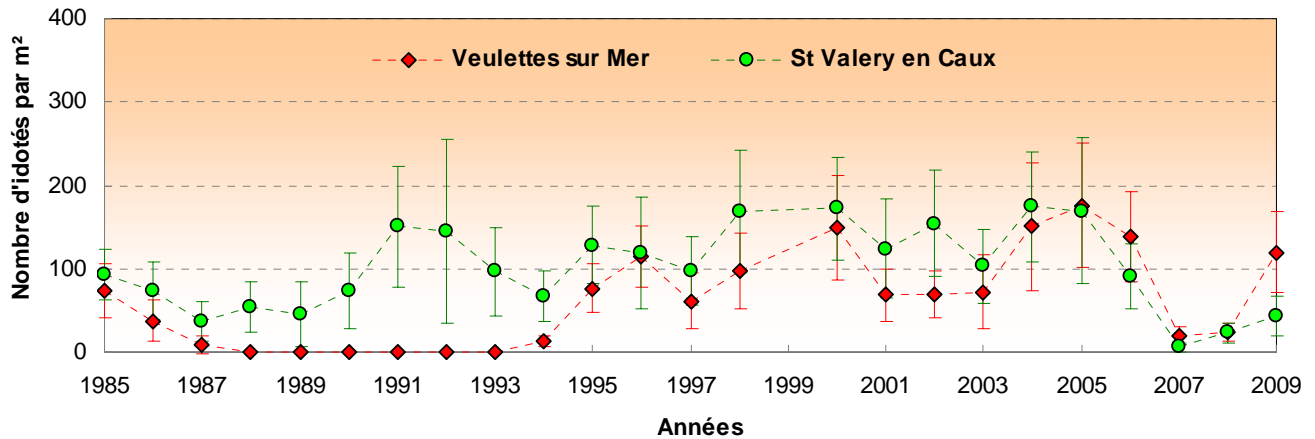


Figure 7.16 : Evolution de la moyenne estivale de la densité d'*Idotea granulosa* (Ind./m²) dans la ceinture à *Fucus vesiculosus* entre 1985 et 2009 aux stations de *Saint Valéry en Caux* et *Veulettes sur Mer* (les barres d'erreur verticales font référence aux écarts-types).

Le rapport Idotés/Biomasse de *Fucus* permet d'éliminer le lien de dépendance ; les moyennes estivales de ce paramètre, lorsque son calcul est possible, ne mettent en évidence aucune tendance significative sur la période 1985-2009 (Fig. 7.17). La capacité d'accueil des *Fucus* pour les idotés diminue cependant régulièrement depuis 2004 avec une diminution très rapide depuis 2006.

Comme les deux années précédentes, le taux d'occupation des *Fucus* par les idotés à *Veulettes* est très faible en 2009 ($7,0 \pm 3,6$ ind./100 g de *Fucus*), alors que ce dernier est plus élevé à *St Valéry* ($18,0 \pm 6,5$ ind./100 g de *Fucus*). Finalement, le meilleur potentiel en matière d'accueil des Idotés du site de *St Valéry* n'est lié qu'à une densité de couverture algale sensiblement plus élevée.

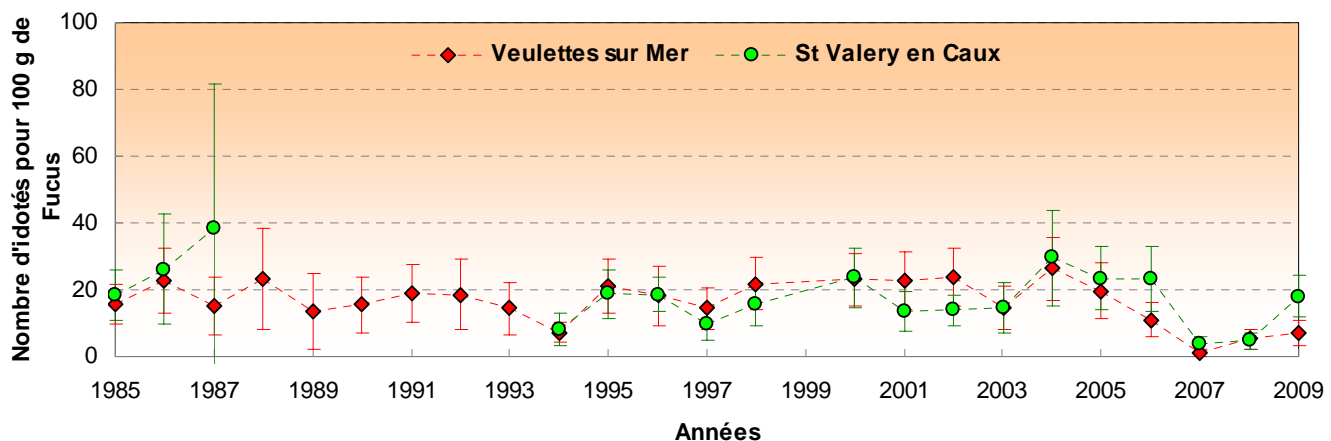


Figure 7.17 : Evolution de la moyenne estivale du nombre d'*Idotea granulosa* / 100 g de *Fucus vesiculosus* entre 1985 et 2009 aux stations de *Saint Valéry en Caux* et *Veulettes sur Mer* (les barres d'erreur verticales font référence aux écarts-types).

La variabilité assez importante de ce paramètre s'explique d'une part, par les pics de recrutement (cas général) et d'autre part, par un nombre insuffisant de réplicats d'échantillonnage (cas de l'année 1987 à *St Valéry*). La valeur maximale observée à *St Valery en Caux* au cours de l'été 1987 (40 ind./100 g de *Fucus vesiculosus* et 25 Ind./100 g de *F. vesiculosus* + *F. serratus* en moyenne) rend compte de la concentration de la population des Idotés dans un habitat en cours de disparition.

Reprenant pour chaque site l'ensemble des couples de données (biomasse de *Fucus vesiculosus* ; densité d'*Idotea granulosa*), les valeurs de biomasses étant regroupées en classes de 10 unités (grammes), la valeur moyenne de la densité des Idotés est calculée pour chaque classe de biomasse algale.

Une augmentation de la dispersion de la densité d'idotés pour une valeur de biomasse algale supérieure à 880 g/m² PSE est observée; cette valeur constitue un seuil au delà duquel la densité d'Idotés tend à devenir complètement indépendante de la biomasse algale. Pour les classes de biomasse inférieures à ce seuil, on détermine un modèle de régression linéaire qui extrait plus de 95 % de la variance (Fig. 7.18).

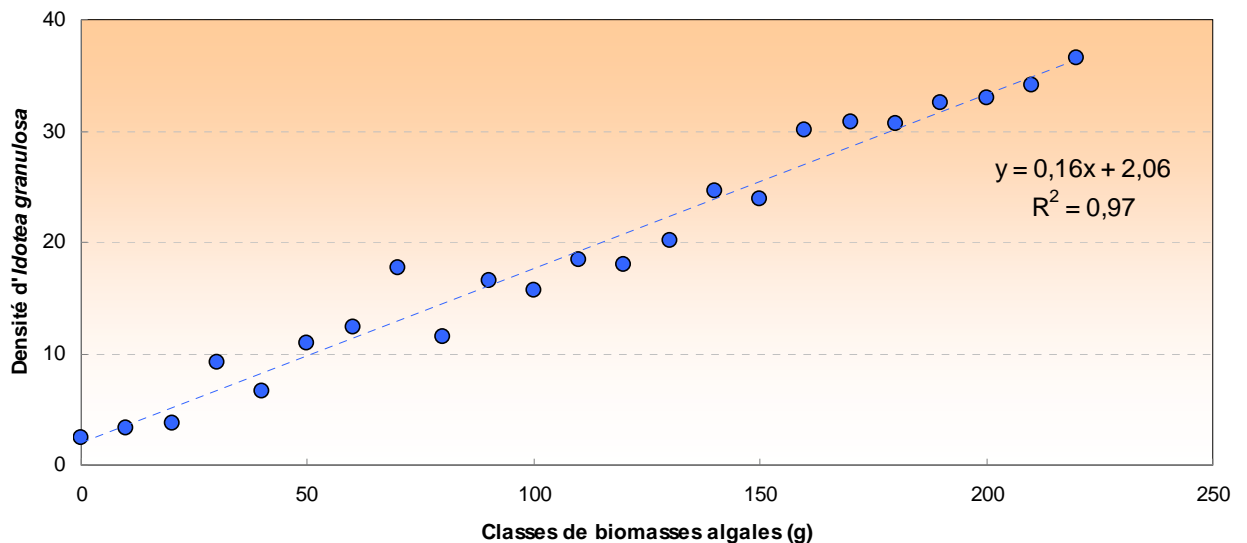


Figure 7.18 : Modèle de régression linéaire de la densité d'Idotés en fonction de la biomasse de *Fucus vesiculosus*. Valeurs moyennes de la densité d'*Idotea granulosa* par classes de biomasses algales de 10 unités (grammes) (données 1985 à 2009).

Ce modèle est utilisé pour filtrer le signal "densité d'Idotés". Ainsi, le nombre d'idotés estimé par le modèle par unité de biomasse peut être calculé. La représentation de l'évolution des résidus moyens représente l'évolution du nombre d'idotés après correction de l'effet biomasse de *Fucus*.

Différents points peuvent ainsi être mis en évidence (Fig. 7.19):

- l'existence d'une périodicité dans l'évolution de l'effectif total avec des cycles de 2-3 ans ; cela est tout à fait visible pour le site de *Veulettes* pour lequel une série "continue" de 1985 à 2007 est disponible, mais le schéma est probablement identique pour le site de *St Valéry*,
- une amplitude de ces cycles qui paraît augmenter à partir des années 1990 en s'accompagnant d'une tendance à la hausse des effectifs,
- de nombreux points de coïncidence sur les deux sites (années 1986, 1996, 2000, 2003, 2007 et 2008). Compte tenu de la forte variabilité résiduelle il n'est pas possible de réellement parler de concordance, mais celle-ci est tout à fait plausible et indiquerait que pour les deux sites que : (1) les idotés ont une dynamique comparable, laissant supposer que les populations sont identiques et (2) les variations, autres que cycliques, sont vraisemblablement propres à la biologie de l'espèce. Elles semblent avoir une origine commune sur les deux sites.

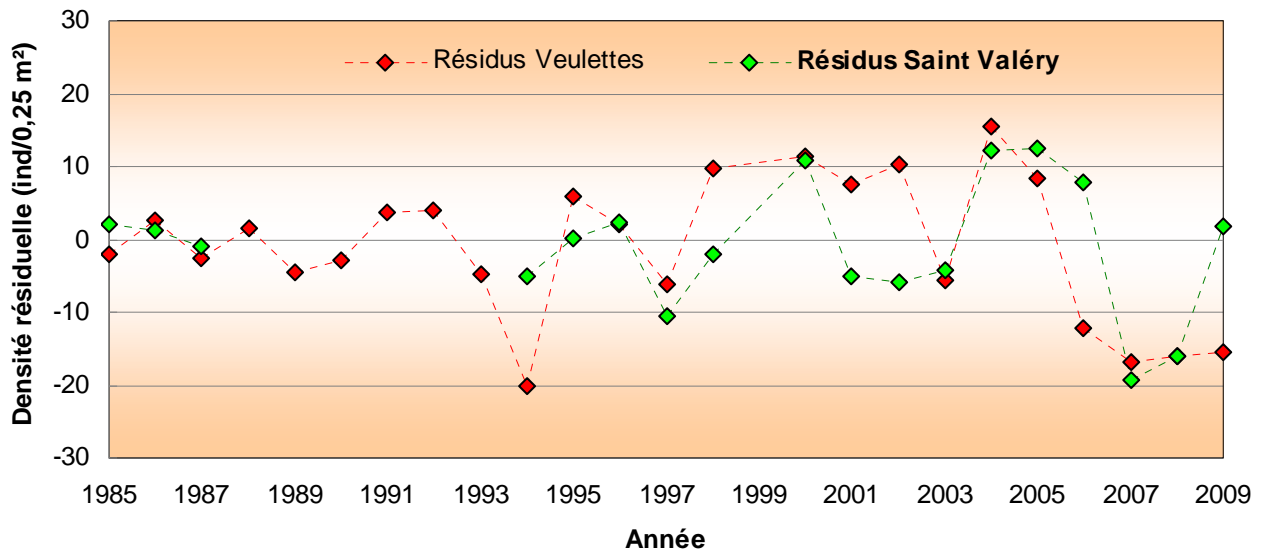


Figure 7.19 : Evolution de la moyenne estivale de la densité résiduelle (après filtrage de "l'effet biomasse algale") des *Idotea granulosa* de 1985 à 2009 sur les estrans de *Saint Valéry en Caux* et de *Veulettes sur Mer*

7.6. Conclusion

En 2009, les biomasses de *Fucus* sont du même ordre de grandeur sur les deux sites étudiés. Sur le site de *Veulettes*, elles sont légèrement inférieures aux biomasses mesurées depuis 1996 alors qu'elles sont supérieures à *St Valéry*. Le nombre d'idotés est nettement supérieur aux données des années 2007 et 2008, sur les deux sites. Le site de *Veulettes* a par ailleurs un taux d'occupation deux fois plus faible qu'à *St Valéry* alors que la biomasse algale de ces deux sites est similaire.

La population d'idotés suit une évolution comparable sur les deux sites. Le site témoin et le site impacté ont la même dynamique de population avec des fluctuations périodiques de 2 ou 3 ans. Depuis la fin des années 1990, l'amplitude des variations semble s'accroître, avec une tendance à la hausse des effectifs jusqu'en 2006, indépendamment de la variation de couverture algale. Les

années 2007 et 2008 ont été particulières en terme d'amplitude des variations puisque les densités d'idotés sont très faibles, voir inexistantes sur certains prélèvements. C'était la première fois depuis le début du suivi que la densité résiduelle d'idotés était si faible. Cette tendance semble se confirmer sur les deux dernières années écoulées. Cette densité résiduelle semble cependant augmenter un peu sur les deux stations depuis l'année 2007 et fortement cette année pour le site de *St Valéry*.

Cette année, les densités importantes de *Sphaeroma serratum*, semblent avoir un léger impact négatif sur les densités d'*Idotea granulosa*, impact non observé lors des précédentes campagnes où les deux populations semblaient indépendantes et/ou paraissaient évoluer conjointement. Un éventuel phénomène de compétition pourrait avoir lieu concernant la ressource entre ces deux espèces proches taxonomiquement et écologiquement.

Le changement climatique est aujourd'hui une réalité admise par l'ensemble de la communauté scientifique. Les incertitudes quant à l'évolution du contexte général s'ajoute à celles sur la biologie de l'espèce prise en considération dans cette étude. Des précautions doivent être prises pour toute interprétation des phénomènes mesurés sur les sites de *St Valéry* et de *Veulettes*. Néanmoins, les données de surveillance montrent que sur l'évolution à long terme du peuplement, le déclin de la ceinture algale sur les deux sites à la fin des années 1980 s'est révélé être transitoire et ne semble donc pas directement imputable à l'exploitation du CNPE. En effet, le site de *Veulettes sur Mer*, hors du panache thermique de la centrale (selon le modèle LCHF), a également été impacté. De la même façon, ces deux dernières années, la diminution importante des effectifs sur les deux sites exclue toute influence de la centrale. Les observations de l'année 2009 prouvent également que le site de *Veulettes*, site témoin, contient des densités moindres en idotés pour des biomasses algales similaires à celles de *St Valéry*.

8. Le Phytobenthos Intertidal

Rapport

Chantal Abernot – Le Gac

(LERFBN)

Philippe Monbet

(LERFBN & LERN)

Prélèvements

Jean Dominique Gaffet

(DYNECO/EB)

Chantal Abernot – Le Gac

(LERFBN)

Philippe Monbet

(LERFBN & LERN)

8.1. Généralités

Le suivi des peuplements algaux (*Fucus sp.*) a débuté en 1994 dans le cadre de la surveillance du macrophytobenthos. Il doit servir d'indicateur potentiel d'éventuelles perturbations induites par les rejets thermiques et chlorés des centrales nucléaires de bord de mer. Il s'agit d'un suivi semestriel de la biomasse et de la fertilité des peuplements de *Fucus sp.* des platiers situés à l'est et à l'ouest de la centrale électronucléaire de Paluel. Situés de part et d'autre de la centrale, trois points d'échantillonnage permettent ainsi d'évaluer l'évolution des peuplements présents sur l'estran rocheux aux abords de sa zone d'influence.

Les trois points retenus (*Val Martin*, *Veulettes-sur-Mer* et *St Valéry-en-Caux*) sont localisés sur la figure 8.1. Les coordonnées des points sont les suivantes :

- *Val Martin* N 49°50'38,47'' / E 0°33'11,43''
- *Veulettes-sur-Mer* N 49°51'20,07'' / E 0°35'25,10''
- *St Valéry-en-Caux* N 49°52'19,94'' / E 0°41'14,74''

Ces trois secteurs d'études, assez éloignés les uns des autres ont été choisis dans un but comparatif. L'évolution naturelle du peuplement devrait être caractérisée à *Val Martin* situé très au sud et théoriquement hors impact des rejets de la centrale. La station *Veulettes*, plus proche de la centrale, est susceptible de subir un impact des rejets thermiques et chlorés de la centrale. La station de *St Valéry*, bien que relativement plus éloignée est aussi susceptible de subir une influence des rejets de la centrale en raison de la dérive des eaux côtières liée aux courants de marées résiduels.



Figure 8.1 : Situation des trois points d'échantillonnage lors des campagnes 2009

Les Fucales étudiées sur les platiers proches de la centrale se limitent à deux espèces : *Fucus serratus* et *Fucus vesiculosus*.



Photographie 8.1 : Espèces fucales étudiées *Fucus serratus* et *Fucus vesiculosus*

8.2. Matériel et méthodes

La méthodologie, mise en place depuis 1998, consiste à effectuer des échantillons de thalles de *Fucus sp.* sur 10 quadrats de 0,25 m² le long d'une radiale (1⇔2 cf. figure 1.2). Délimitée par deux piquets fixés sur l'estran, la radiale reste la même d'une année sur l'autre.

Une fois au laboratoire, les échantillons sont pesés, puis triés pour séparer les thalles fertiles des non fertiles. La biomasse moyenne est ensuite estimée en grammes de poids sec par quadrat (0,25 m²) avec une précision de 0,1 g. Un coefficient de 0,18 est appliqué au poids humide pour obtenir l'équivalent en poids sec.

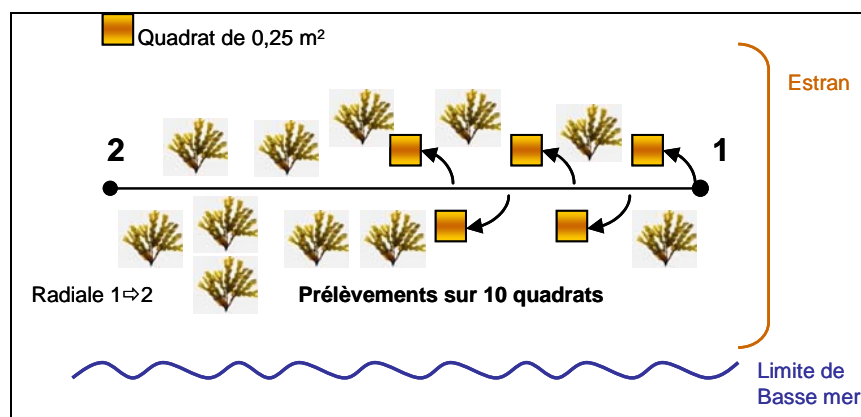


Figure 8.2 : Schéma de la méthode de prélèvement en 2009

Les thalles fertiles, possédant à leur extrémité des renflements ou réceptacles pourvus de nombreuses cryptes fertiles ou conceptacles, sont séparés des autres, pour ensuite être dénombrés afin d'estimer le pourcentage de pieds fertiles dans la population.

Les traitements statistiques et les représentations graphiques sont les mêmes que celles déjà décrites dans les paragraphes 2.1.3 et 2.1.4 du chapitre hydrologie.

8.3. Résultats

Les résultats obtenus lors des campagnes 2009 pour le compartiment du phytobenthos intertidal sont présentés dans le tableau 8.1 ci-dessous :

Dates	Paramètres	VAL MARTIN	VEULETTES	ST VALERY
12 et 13 mars 2009	Biomasse (g/0,25 m ²)	73	84	40
	Fertilité (% de pieds fertiles)	31	26	21
17 et 18 septembre 2009	Biomasse (g/0,25 m ²)	84	107	84
	Fertilité (% de pieds fertiles)	89	84	76

Tableau 8.1 : Valeurs de biomasse (g de poids sec/0,25m²) et de fertilité de *Fucus sp.* en 2009

8.3.1. Évolution des biomasses de *Fucus sp.*

Deux espèces de *Fucus*, *Fucus serratus* et *Fucus vesiculosus*, sont rencontrées sur les platiers proches de la centrale. Elles se situent généralement à différents niveaux sur l'estran formant des ceintures distinctes. Pour la surveillance, l'échantillonnage se situe dans la ceinture à *Fucus serratus* plus basse. Cependant, la présence faible de *Fucus vesiculosus* a été observée. En 2009, 1,08 g de poids sec par 0,25 m² de *Fucus vesiculosus* non fertile ont été quantifiés dans nos prélèvements du mois de mars.

8.3.1.1. Variations spatiales et saisonnières de la biomasse de *Fucus sp.*

Les variations de biomasses entre les différents sites sont relativement faibles. *Veulettes* et *St Valéry* sont respectivement caractérisés par les biomasses les plus fortes et les plus faibles tant au printemps qu'à l'automne. Sur les 3 sites en 2009, les valeurs automnales sont toujours supérieures aux valeurs printanières. Les taux de croissance des fucales, estimée de mars à septembre, ont été faible à *Val Martin* et important à *St Valéry*. Le phénomène d'ensablement du platier déjà observé en 2008, semble persister (photo 8.2).

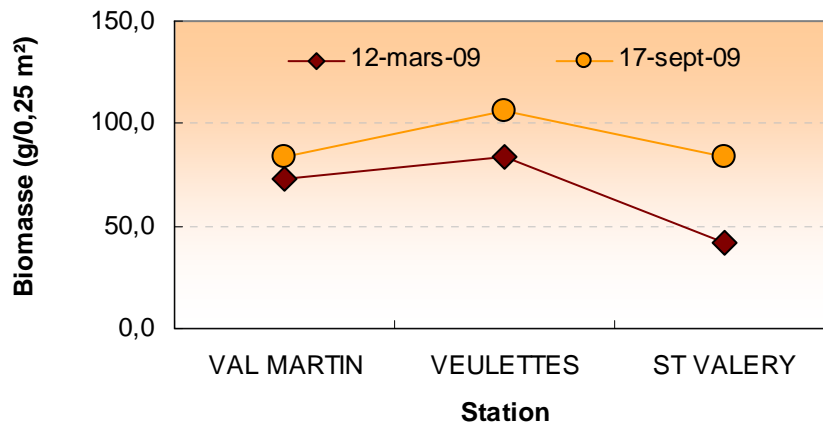


Figure 8.3 : Biomasse de *Fucus sp.* lors des campagnes de mars et septembre 2009



Photographie 8.2 : Ensablement du platier, St Valéry en Caux, septembre 2009

8.3.1.2. Variations inter-annuelles de la biomasse de *Fucus sp.*

Les variations annuelles des biomasses de fucales sont présentées sur la figure 8.4 ci-dessous. Après quatre années consécutives de baisse à *Val Martin*, les biomasses algales augmentent à nouveau. Ainsi les valeurs mesurées en 2009 sont supérieures à celles de 2008 aussi bien au printemps qu'en automne. Cela représente une augmentation de 30 % de la biomasse. A cette station, la biomasse printanière est du même ordre que la moyenne observée sur la période 1994 à 2009. En revanche en automne, les biomasses observées en 2009 restent bien inférieures à cette moyenne.

A *Veulettes*, les biomasses restent très stables depuis trois ans et ceci quelle que soit la saison. Elles restent par ailleurs inférieures aux moyennes printanière et automnales calculées sur la période 1994-2009 (91 et 141 g / 0,25 m², respectivement).

A *St Valéry* la valeur printanière, 40 g de poids sec par 0,25m², est la plus faible observée depuis le début du suivi en 1994. Ce minimum est à rapprocher de la faible biomasse automnale observée au cours de l'année précédente. En septembre 2009 on observe une valeur en hausse, quoique toujours inférieure à la moyenne saisonnière établie depuis 1994 (133 g / 0,25 m²).

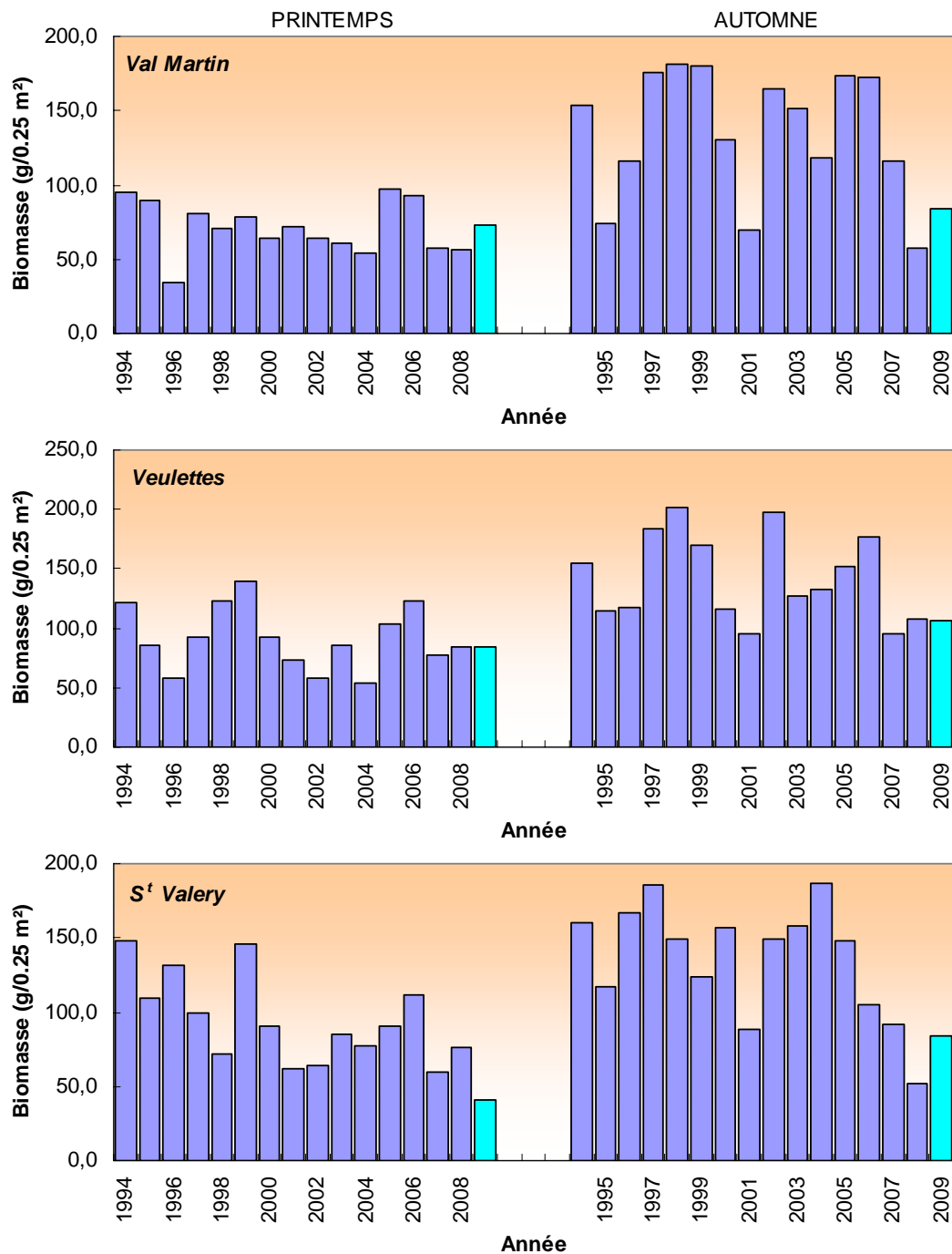


Figure 8.4 : Évolution de la biomasse de *Fucus sp.* aux trois points d'échantillonnage depuis 1994 (g de poids sec/0,25m²)

Afin de dégager une éventuelle tendance de l'évolution de la biomasse de *Fucus sp.* sur les différents sites, une régression linéaire a été réalisée sur les différentes biomasses annuelles moyennes. La figure 8.5 présente les variations des moyennes annuelles des biomasses depuis 1994 aux trois stations de surveillance.

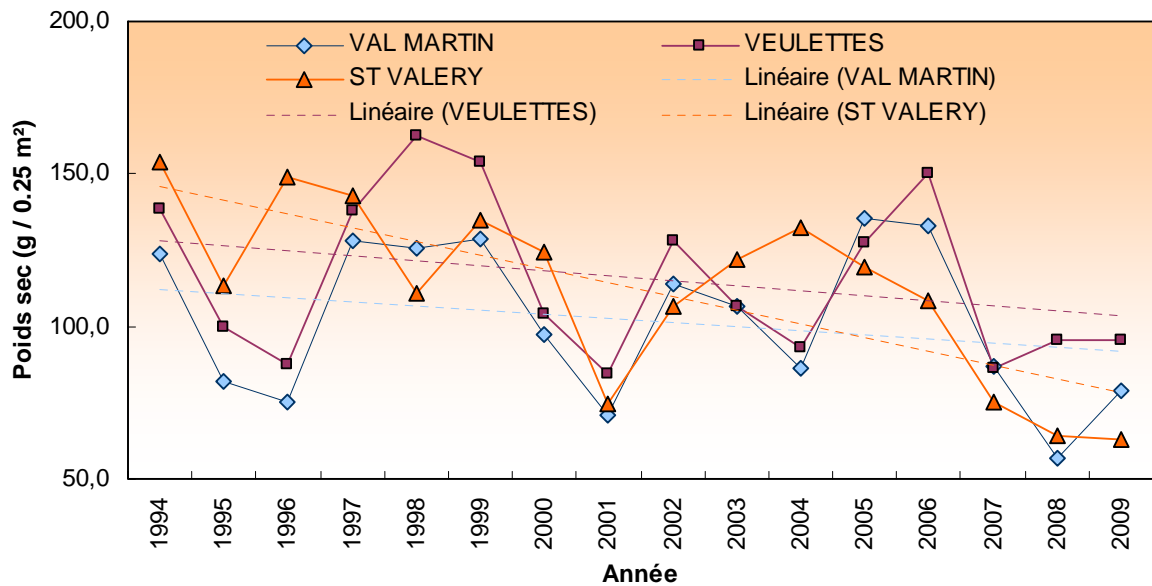


Figure 8.5 : Évolution de la densité moyenne annuelle (en poids sec) de *Fucus* sp. depuis 1994 et leur droite de régression

Les courbes de tendance linéaires obtenues sur la période 1994-2009, révèlent une diminution des biomasses algales aux trois stations. Cette diminution est plus marquée à *St Valéry*. L'écart de biomasse est compris entre 154 et 63 g de poids sec par 0,25 m² en 1994 et 2009 (biomasses moyennes annuelles).

Afin de déterminer si ces tendances sont significatives (ou non), les probabilités associées des pentes de régression linéaire ont été estimées. Leurs niveaux de signification sont rassemblés dans le tableau 8.2.

Station	<i>p</i> -value	Signification
Veulettes	0,272	non significatif
St Valéry	0,001	significatif
Val Martin	0,356	non significatif

Tableau 8.2 : probabilité associée et niveau de signification statistique des analyses de tendances

Bien que les droites de régression des trois stations présentent une diminution de densités dans le temps, nous ne pouvons pas conclure à une tendance significative sur les points *Veulettes* et *Val Martin*. Seul le point *St Valéry* présente une diminution significative de sa biomasse.

La figure 8.6 présente la distribution des biomasses aux différentes stations au printemps et en automne sous forme de boîtes à moustaches. La dispersion des biomasses est plus faible en mars qu'en septembre. En mars 2009, les biomasses sont du même ordre de grandeur que la médiane établie sur la période 1994-2009 à *Val Martin* et *Veulettes*. A *St Valéry*, la biomasse de 2009 représente le nouveau minimum de la série de surveillance. En septembre 2009, les biomasses sont inférieures à la médiane pluriannuelle aux différentes stations. Elles restent cependant dans la gamme de valeurs observées depuis 1994.

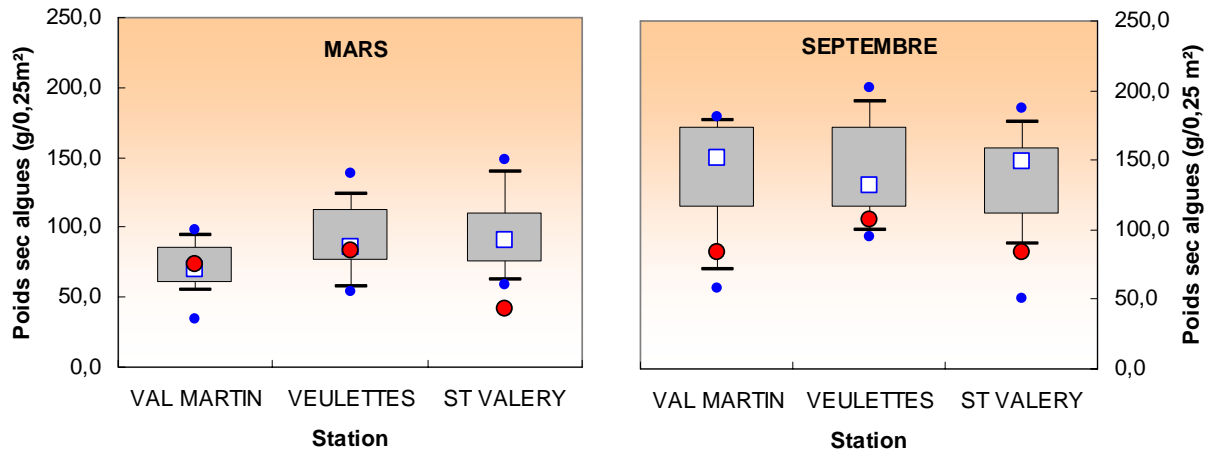


Figure 8.6 : Représentation des médianes de valeurs de la biomasse obtenues depuis 1994. Le point central représente la médiane (\square) ; la boîte englobe 50 % des valeurs (\square) ; les moustaches, 80 % des valeurs (\perp). Les points extrêmes, présentent les valeurs maximales et minimales (\bullet). Le point rouge représente la valeur obtenue en 2009 (\bullet)

8.3.1.3. Approche statistique

Les résultats des tests réalisés sur les valeurs de la biomasse de Fucales sont présentés dans le tableau 8.3 ci dessous.

COMPARAISON	PRINTEMPS	AUTOMNE
VAL MARTIN/ VEULETTES	0,001	0,175
VAL MARTIN/ST VALÉRY	0,021	0,966
ST VALÉRY/ VEULETTES	0,932	0,442

$p < 0,05$ = différence significative ; $p > 0,05$ = différence non significative

Tableau 8.3 : Probabilité associée p des tests statistiques sur la biomasse (1997 à 2009)

Des différences significatives sont observées entre le point *Val Martin* et les deux autres points, au printemps. La station *Val Martin* étant la station théoriquement non impactée par les rejets de la centrale, les résultats statistiques suggèrent que ces rejets pourraient avoir une certaine influence sur les biomasses. Toutefois, la différence significative de biomasse entre *Val Martin* et *St Valéry* apparaît plus liée au phénomène d'ensablement du platier. Depuis 1994, *St Valéry* est la seule des trois stations à être caractérisée par une diminution significative de la biomasse au printemps. Par ailleurs, les résultats statistiques pour l'automne indiquent aucune différence significative entre les biomasses des différentes stations et donc l'absence claire d'un impact de la centrale en cette saison. Dans ce contexte, il apparaît difficile d'attribuer aux rejets thermiques et chlorés un impact sur les biomasses du peuplement.

8.3.2. Évolution de la fertilité de *Fucus sp.*

A titre informatif, la photo 8.2 présente un exemple de thalle fertile et non fertile.



Photo 8.3 : *Fucus serratus*, St Valéry en Caux, septembre 2008

8.3.2.1. Variations spatiales et saisonnières de la fertilité

La figure 8.7 présente le pourcentage de fertilité du peuplement *Fucus sp.* aux différentes stations en mars et septembre 2009. Les variations de ces pourcentages sont faibles sur le plan spatial. Au cours de l'année, Val Martin et St Valéry sont caractérisés respectivement par les valeurs les plus fortes et les plus faibles.

Classiquement, le plus grand nombre de pieds fertiles est observé au cours de l'échantillonnage automnal. Les valeurs en 2009 sont conformes au cycle de maturation de *Fucus serratus*.

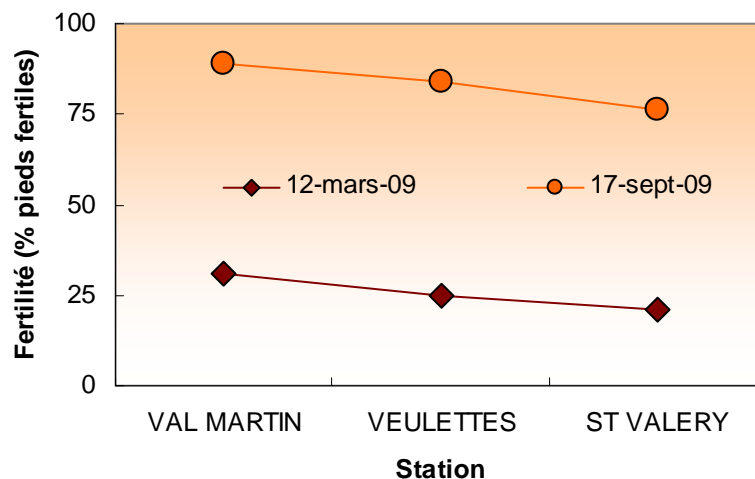


Figure 8.7 : Fertilité de *Fucus sp.* lors des campagnes d'avril et septembre 2009

8.3.2.2. Variations inter-annuelles de la fertilité de *Fucus* sp.

La figure 8.8 présente les pourcentages au printemps et en automne de pieds fertiles sur la période 1997-2009. Les pourcentages de fucales fertiles comptabilisés au printemps 2009 sur les 3 sites sont proches de ceux de 2008. Ces valeurs sont supérieures aux moyennes calculées sur la période 1997 à 2009 (valeur maximale à *Val Martin* comme en 2008).

En septembre, les valeurs sont généralement en baisse, excepté à *Val Martin* (89 %) où la valeur est proche du maximum observé en 2006 (90 %). Les pourcentages de 2009 restent du même ordre de grandeur que les moyennes calculés sur la période 1997 à 2009.

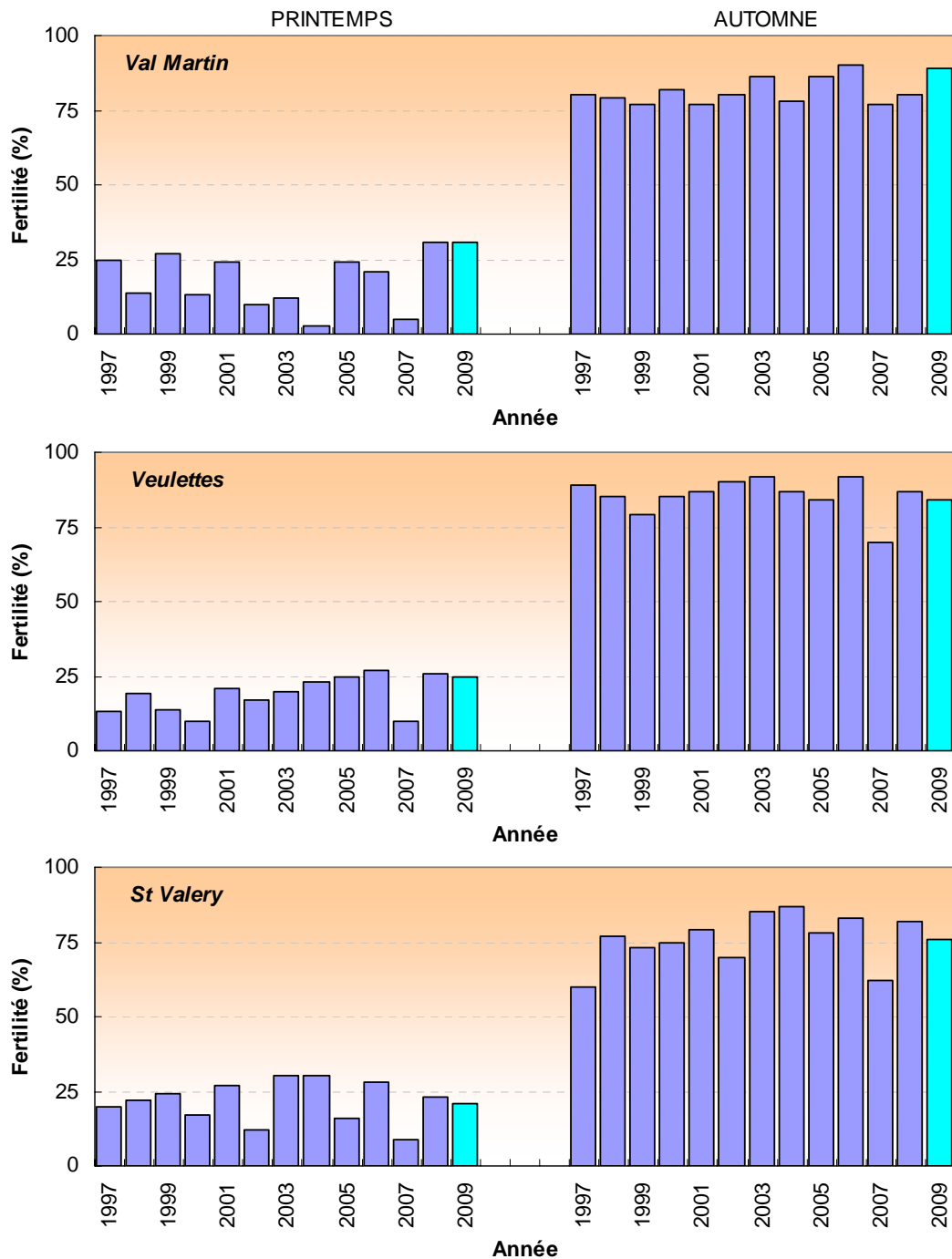


Figure 8.8 : Évolution de la fertilité de *Fucus* sp. sur les trois points d'échantillonnage depuis 1997

La figure 8.9 présente la distribution de la fertilité aux différentes stations au printemps et en automne sous forme de boîtes à moustaches. La dispersion des pourcentages de fertilité est plus importante en mars qu'en septembre. La station *Val Martin* est caractérisée en 2009 par un pourcentage de fertilité supérieur à la médiane pluriannuelle tout au long de l'année. Les pourcentages sont alors parmi les plus forts depuis le début de la surveillance. Finalement, les autres stations présentent des pourcentages de fertilité proches des médianes pluriannuelles en mars et en septembre.

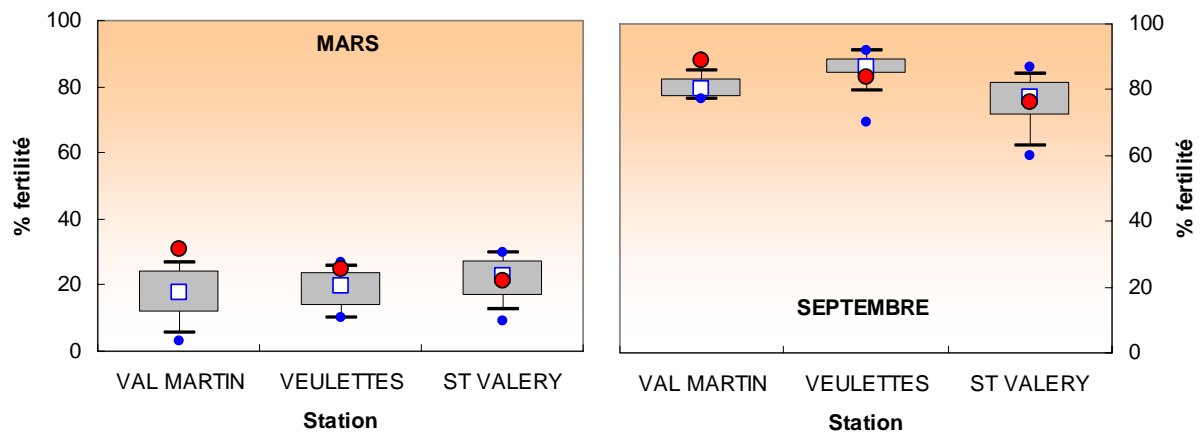


Figure 8.9 : Représentation des médianes des valeurs de la fertilité obtenue depuis 1997. . Le point central représente la médiane (□) ; la boîte englobe 50 % des valeurs (▭) ; les moustaches, 80 % des valeurs (┆). Les points extrêmes, présentent les valeurs maximales et minimales (●). Le point rouge représente la valeur obtenue en 2009 (●)

8.3.2.3. Approche statistique

Les résultats des tests réalisés sur la fertilité de Fucales sont présentés dans le tableau 8.4 ci-dessous :

COMPARAISON	PRINTEMPS	AUTOMNE
VAL MARTIN/ VEULETTES	0,765	0,031
VAL MARTIN/ST VALÉRY	0,329	0,023
ST VALÉRY/ VEULETTES	0,218	0,002

$p < 0,05$ = différence significative ; $p > 0,05$ = différence non significative

Tableau 8.4 : Probabilité associée p des tests statistiques sur la fertilité (1997-2009)

Aucune différence significative de fertilité n'est observée au printemps entre les différentes stations. L'inverse est observé en septembre. L'absence de différences significatives de fertilité entre les stations au printemps s'explique principalement par le fait qu'à cette période de l'année, les pourcentages de pieds fertiles sont minimales. En automne, l'augmentation des pourcentages de pieds fertiles engendre l'apparition de différences significatives entre les stations. Finalement, l'absence ou la présence de différence significative de fertilité semble liées au caractère

saisonnier. Les comparaisons de fertilité avec la station *Val Martin*, théoriquement non impactée par les rejets de la centrale, n'indique aucune singularité sur cette zone. Ainsi, les activités de la centrale ne semblent avoir aucune influence sur la fertilité des peuplements de *Fucus sp.*

8.4. Conclusions

Les résultats de la surveillance du phytobenthos en 2009 indiquent que la biomasse de Fucalées est généralement inférieure aux médianes pluriannuelles établies depuis 1994 à *St Valéry* au printemps et sur les trois points d'échantillonnage en automne. La valeur printanière de biomasse à *St Valéry* représente le nouveau minimum observé depuis 1994 sur ce site. L'ensablement du platier pourrait être à l'origine de cette diminution. Les tests statistiques montrent par ailleurs que la diminution de la biomasse n'est significative qu'à cette station.

Le peuplement algal est caractérisé en 2009 par un développement normal de la fertilité de mars à septembre. En particulier, la station *Val Martin* est caractérisée en 2009 par un pourcentage de fertilité supérieur à la médiane pluriannuelle tout au long de l'année. Les pourcentages sont alors parmi les plus élevés depuis le début de la surveillance. Le peuplement présente un cycle de reproduction conforme aux valeurs habituelles.

Finalement, les tests statistiques réalisés sur les biomasses et les pourcentages de pieds fertiles entre les différentes stations impactées (ou non) par les rejets de la centrale indiquent qu'il est difficile d'imputer aux activités de la centrale une influence sur les caractéristiques intrinsèques du peuplement algal.

9. Halieutique

Rapport

Emilie Rostiaux (RHBL)

Jean-Paul Delpech (RHBL)

Pascal Raulin (RHBL)

9.1. Généralités

Les données présentées pour la partie halieutique sont issues des déclarations de captures des pêcheurs (enregistrées dans la Base de Données Harmonie du Système d'Informations Halieutiques de l'Ifremer). Ces déclarations proviennent, pour les navires dont la longueur est inférieure à 10 mètres, des Fiches de Pêche Nationales, et pour les navires de plus de 10 mètres, des Journaux de Bord européens (logbook). Ces deux types de documents sont ceux sur lesquels les patrons-pêcheurs doivent indiquer les quantités capturées par espèces, par zone de pêche et par jour, quel que soit leur type d'activité.

Ces zones de pêche (Fig. 9.1) résultent d'un découpage précis des zones en divisions CIEM (Conseil International pour l'Exploration de la Mer), et en rectangles statistiques (carroyage d'un demi-degré de latitude sur un degré de longitude). Ce découpage répondant à des préoccupations de gestion des pêches au niveau international.

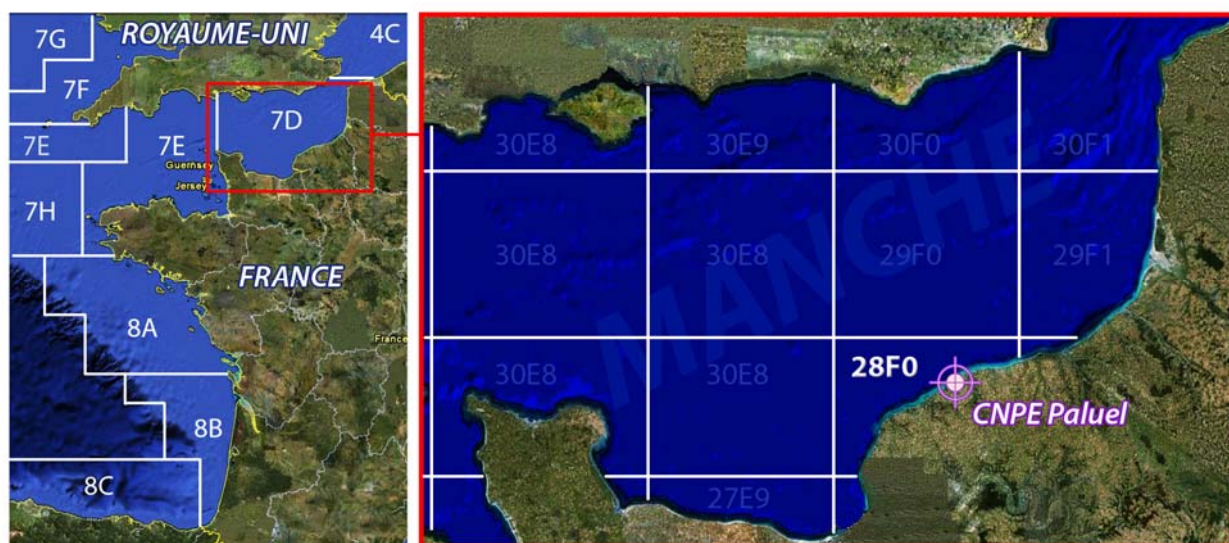


Figure 9.1 : Carte des divisions CIEM (à gauche) et des rectangles statistiques de Manche orientale (à droite)

Le site de Paluel étant situé face au rectangle statistique 28F0, ce dernier sera le secteur de référence pour analyser l'évolution de l'exploitation des ressources halieutiques.

9.2. Caractéristiques de l'année 2008

La production mensuelle au cours de l'année 2008 est présentée sur la figure 9.2. Cette production est variable avec notamment une diminution nette de la production totale au cours de l'été.

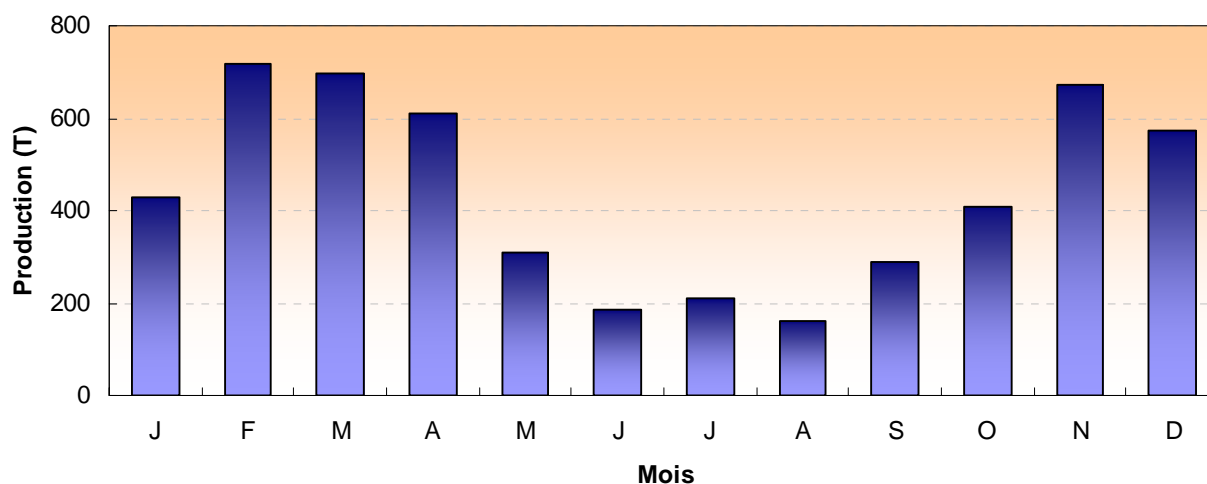


Figure 9.2 : Production mensuelle, en tonnes, issue du rectangle 28F0 en 2008

La figure 9.3 renseigne sur les différentes espèces pêchées au cours de l'année 2008. Conformément aux dates légales d'ouverture de la pêche à la coquille Saint-Jacques (octobre à mai), ce coquillage est principalement exploité de janvier à avril puis de novembre à décembre. Le hareng et la sardine, pêchés toute l'année, connaissent une pression de pêche plus élevée en novembre. En effet, de fin octobre à février, le hareng vient se reproduire, du secteur étudié jusqu'à Boulogne-sur-Mer. Durant février et mars 2008, ces trois dernières espèces ont connu une exploitation beaucoup plus importante qu'en 2007 notamment pour le groupe « sardine et hareng » dont les captures ont triplé. Le maquereau, la seiche et la sole sont moins exploités. Cependant, la forte valeur commerciale de cette dernière en fait une espèce dominante.

L'augmentation des débarquements du buccin (bulot) est vraisemblablement due à un report partiel d'effort vers cette espèce en raison des nouveaux quotas de cabillaud appliqués cette année aux flottilles de Manche Est. Cette espèce fait en effet l'objet d'un Plan de Reconstitution impliquant des mesures restrictives d'exploitation.

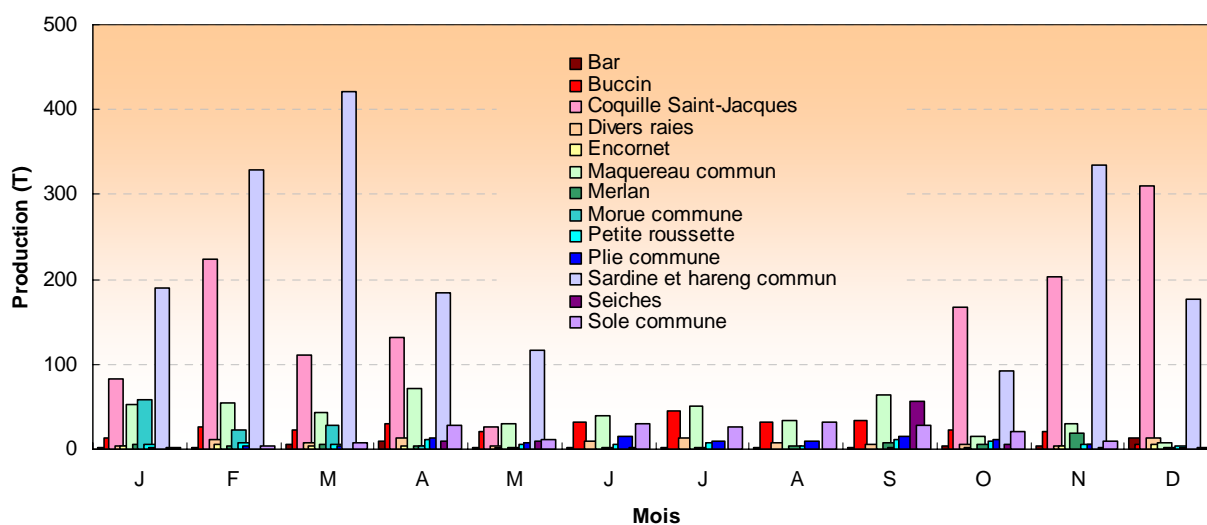


Figure 9.3 : Production, en tonnes, des principales espèces en 2008, dans le rectangle 28F0

9.3. Evolution de 2001 à 2008

9.3.1. Production annuelle et nombre de navires

La figure 9.4 présente la production annuelle issue du rectangle 28F0 proche du centre national de production d'électricité de Paluel. Cette production est en sensible augmentation en 2008 par rapport à 2007. C'est d'ailleurs la troisième année consécutive de hausse. Toutefois depuis 2001, la production annuelle reste variable avec notamment une nette diminution des captures en 2004.

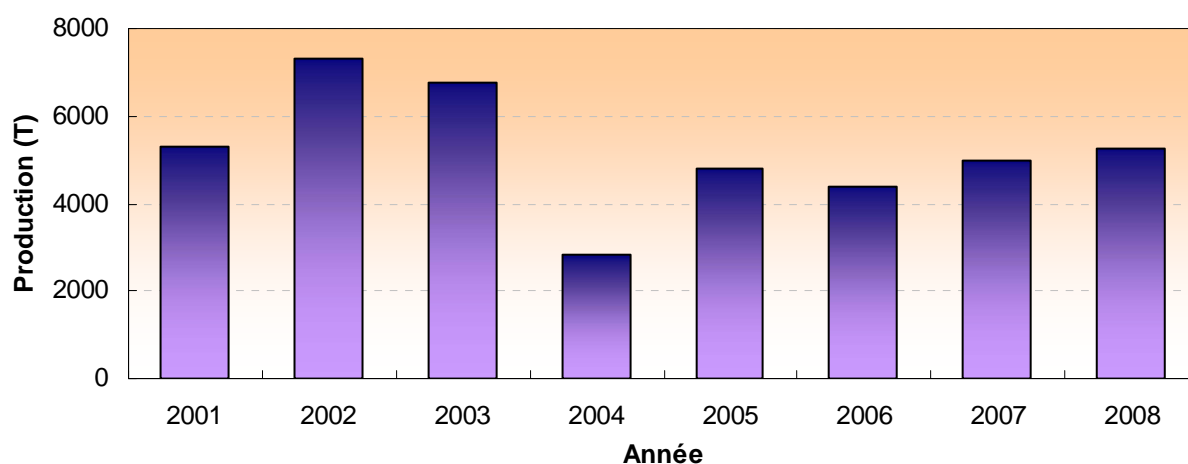


Figure 9.4 : Production annuelle, en tonnes, issue du rectangle 28F0

L'évolution du nombre de navires en activité sur la même zone (28F0) est présentée sur la figure 9.5. L'année 2008 est caractérisée par un nombre de navires en baisse par rapport à l'année 2007. Cette baisse initiée depuis après un maximum observé en 2005 semble s'accroître légèrement en 2008.

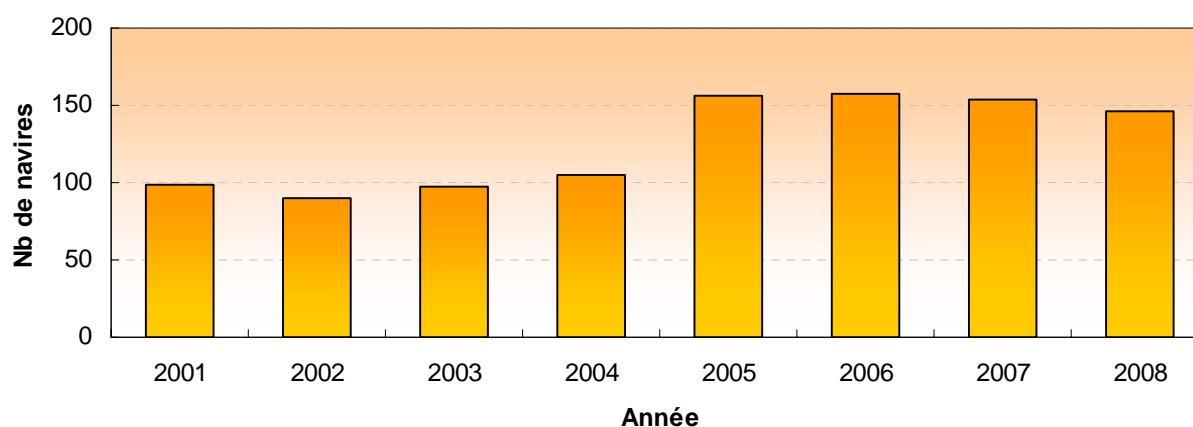


Figure 9.5 : Nombre annuel de navires exploitant le rectangle 28F0

Fécamp étant le premier port d'exploitation du rectangle 28F0, il est nécessaire de s'intéresser à l'évolution du nombre de navires rattachés à ce quartier maritime (Fig. 9.6). Depuis 2001, la répartition des bateaux du quartier de Fécamp était stable car, au total, entre 38 et 43 navires dépendaient de ce quartier chaque année.

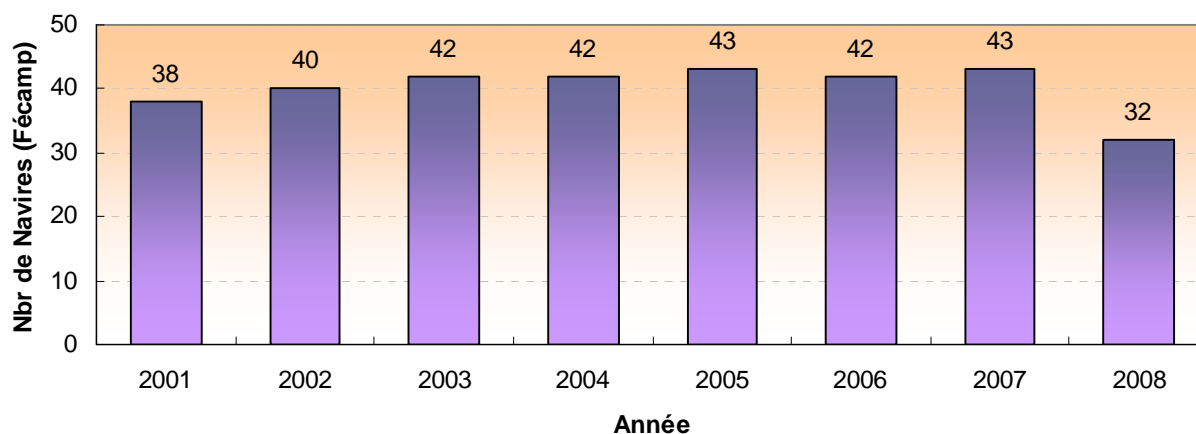


Figure 9.6 : Nombre annuel de navires du port de Fécamp

9.3.2. Captures Par Unité d'Effort (CPUE)

Depuis 2004, les CPUE restent relativement stables dans le rectangle statistique 28F0, avec une légère augmentation en 2008 (Fig. 9.7). Malgré une petite baisse du nombre de navires exploitant la zone, la production a tout de même augmenté de près de 300 tonnes.

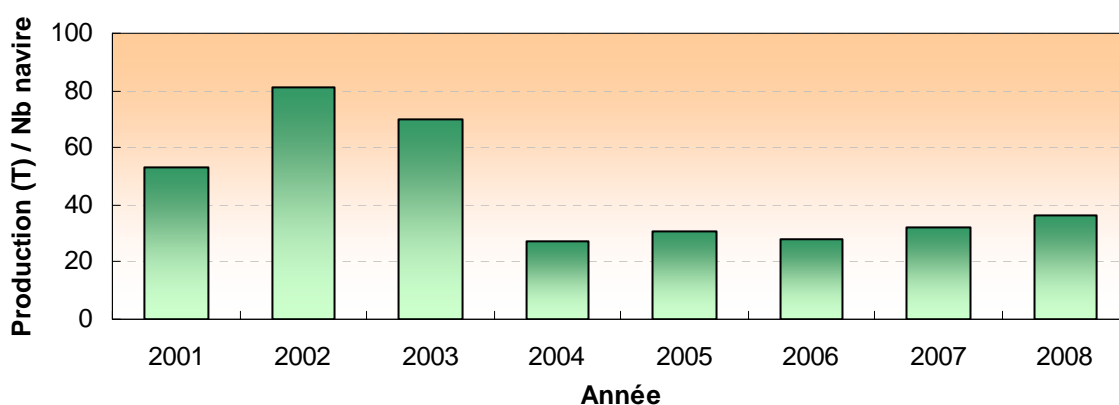


Figure 9.7 : Captures Par Unité d'Effort de 2001 à 2008 dans le rectangle 28F0

A l'échelle de la Manche orientale, cette tendance n'est toujours pas observée puisque depuis 2007, les CPUE sont en léger recul. En 2008, elles ont diminuées jusqu'au niveau de 2001. Cela représente environ 100 navires et 10 000 tonnes de captures de moins qu'en 2007 (Fig. 9.8).

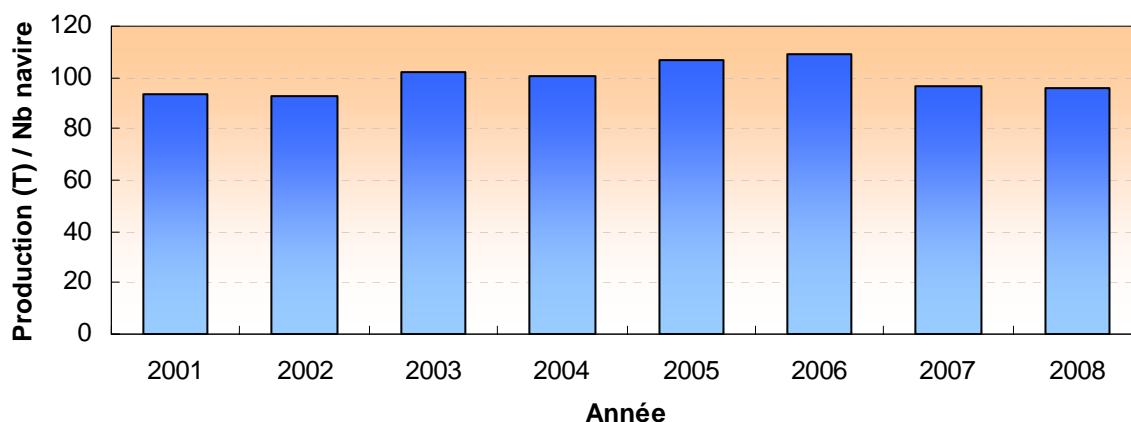


Figure 9.8 : Captures Par Unité d'Effort de 2001 à 2008 en Manche orientale

9.3.3. Principales espèces exploitées

Durant ces huit années, les dix premières espèces les plus exploitées restent généralement les mêmes. Il s'agit, par ordre décroissant, des espèces suivantes : hareng et sardine, coquille Saint-Jacques, maquereau, sole, seiche, plie, chinchard, petite roussette et morue. Seul le buccin, ou bulot, succède à la morue à compter de 2008 (Fig. 9.9).

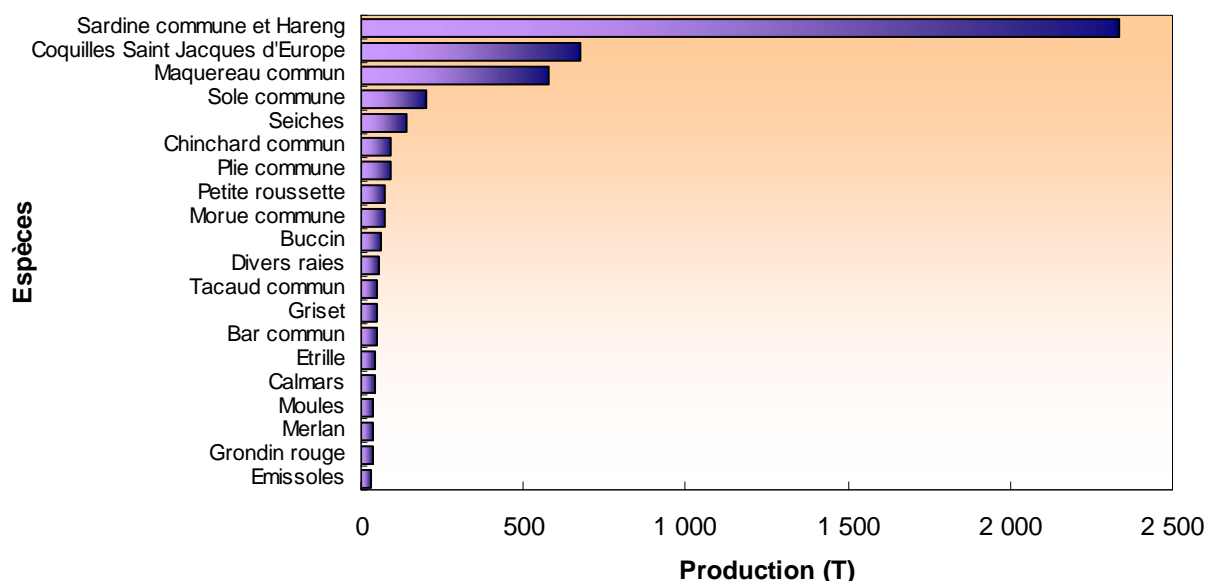


Figure 9.9 : Production annuelle moyenne, en tonnes, de 2001 à 2008 par espèces, dans le rectangle statistique 28F0

Chaque année, le hareng et la sardine sont les deux espèces les plus débarquées (Fig. 9.9). Elles sont principalement pêchées par des chalutiers pélagiques hauturiers d'environ 80 m de long, et des chalutiers de 20-25 mètres, immatriculés au quartier de Fécamp.

Le nombre de ces navires est réduit, mais leur capacité de pêche est élevée. La majorité des navires est caractérisée par des capacités de pêche plus restreintes. Ils se concentrent sur la coquille Saint-Jacques et la sole qui restent toujours des espèces phares, tant en valeur (cf.

rapport 2007) qu'en quantité. Enfin, à l'exception de la seiche, de la plie, et du buccin, les autres espèces sont considérées comme accessoires.

9.3.4. Principaux engins de pêche utilisés

Le hareng et la sardine sont exploités par des navires équipés de chaluts pélagiques. Ce dernier est l'engin de pêche le plus productif dans ce secteur (Figure 9.10). Le chalut de fond et le trémail sont utilisés par des navires nettement plus petits. Ces navires, dont la taille oscille entre 10 et 25 mètres, pêchent des espèces démersales (sole, plie, seiche, maquereau). La drague arrive en troisième position des engins les plus productifs. Elle est principalement utilisée pour la coquille Saint-Jacques et plus rarement pour les autres mollusques.

En adéquation avec une présence marquée des débarquements de buccin en 2008, on constate que le casier employé pour capturer ce mollusque est désormais plus productif que le filet maillant utilisé pour pêcher la morue ou la plie.

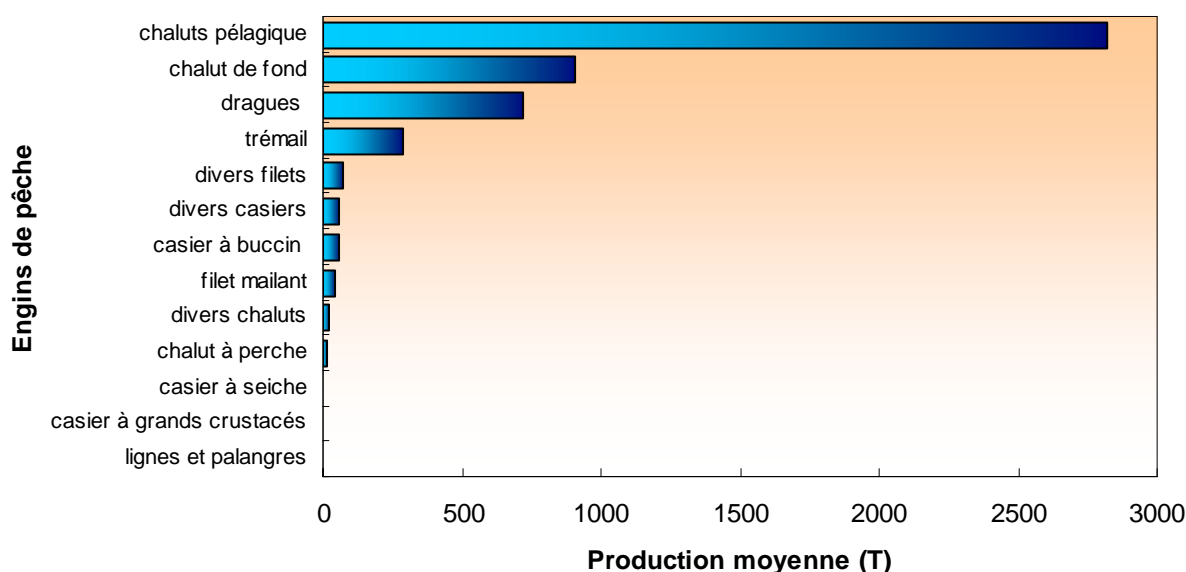


Figure 9.10 : Production moyenne, en tonnes, de 2001 à 2008 par engin de pêche, dans le rectangle statistique 28F0

9.3.5. Principaux ports d'exploitation

Dans le domaine maritime, chaque navire est immatriculé et rattaché à un quartier maritime². En halieutique, en plus du quartier maritime (notion administrative), chaque navire se voit attribuer un port d'exploitation qui est son lieu habituel de départ pour réaliser ses activités de pêche.

La figure 9.11 présente les productions moyennes des principaux ports d'exploitations. Les ports les plus productifs sont : Fécamp, Ijmuiden (Pays-Bas), Dieppe et Le Havre.

La présence des ports hollandais comme Ijmuiden et Scheveningen s'explique par le fait que les chalutiers pélagiques hauturiers sont caractérisés par un rayon d'action important. Dotés de

² Subdivision administrative où s'exercent les fonctions dépendant du Ministère délégué chargé de la mer : gestion sociale des marins (inscrits maritimes), enregistrement des navires, rôles d'équipage, gestion du Domaine Public Maritime, saisie et traitement des statistiques de pêche et des cultures marines. Il existe 39 quartiers maritimes en France métropolitaine et 5 dans les départements d'Outre-mer.

capacités importantes de pêche, ces chalutiers peuvent effectuer au cours d'une même sortie qui dure environ 21 jours, des prises à la fois en Manche et en Mer du Nord qu'ils débarquent ensuite dans ces ports hollandais, particulièrement adaptés au traitement de ce type de production.

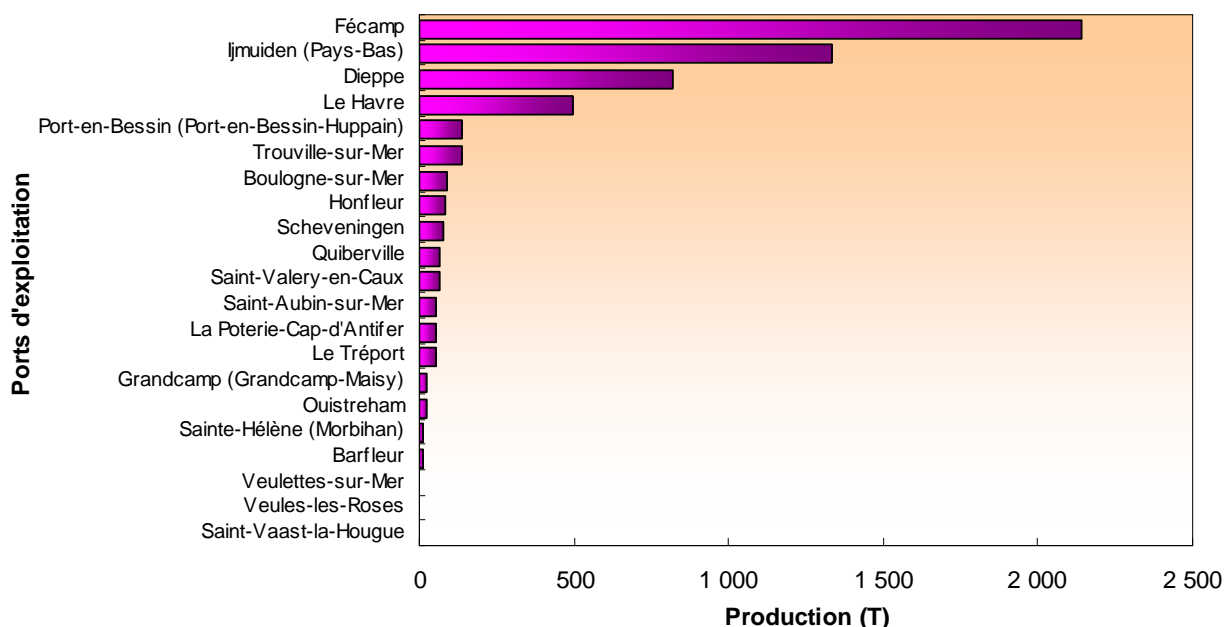


Figure 9.11 : Production moyenne, en tonnes, de 2001 à 2008 par port d'exploitation, dans le rectangle statistique 28F0

9.4. Conclusion

Le domaine halieutique dans le secteur du CNPE de Paluel est évalué sur la zone 28F0 défini par le CIEM (Conseil International pour l'Exploration de la Mer). Dans cette zone, la production annuelle de pêche en 2008 a été de 5260 tonnes. Elle est en augmentation par rapport à l'année précédente (6 %). Cette production est variable au cours de l'année avec en particulier des maximums d'exploitation de janvier à avril, puis de novembre à décembre. Ceci est principalement lié aux dates d'ouverture de la pêche à la coquille Saint-Jacques. Le hareng et la sardine, pêchés toute l'année, connaissent aussi une pression de pêche plus élevée. Ces poissons sont généralement exploités par des navires équipés de chaluts pélagiques qui est l'engin de pêche le plus productif dans ce secteur.

L'année 2008 est aussi caractérisée par un nombre de navires en baisse par rapport à l'année 2007. Fécamp reste par ailleurs le premier port d'exploitation du rectangle 28F0. Les captures par unité d'efforts (CPUE) restent relativement stables dans la zone, mais avec une légère augmentation en 2008. A l'échelle de la Manche orientale, les CPUE sont plutôt en léger recul. Cela représente environ 100 navires et 10 000 tonnes de captures de moins qu'en 2007.

En conclusion, les variations inter-annuelles observées dans le domaine halieutique relèvent sans doute davantage de phénomènes régionaux au sens large (par exemple concernant l'activité de pêche : un changement de stratégie des pêcheurs du à des problèmes de quota disponible comme le cabillaud, et donc une adaptation à des éléments extérieurs) que de phénomènes très locaux qu'on pourrait essayer de relier à un événement local particulier (par exemple lié à une ou des activités anthropiques comme les rejets thermiques et chlorés de la centrale).

CONCLUSIONS

Hydrologie

L'année 2009 a été caractérisée par un premier trimestre plus froid comparé aux moyennes mensuelles enregistrées sur la période 1960-2008. Le reste de l'année, les températures moyennes mensuelles ont été généralement au dessus des moyennes mensuelles 1960-2008. Comparé à 1960-2008, l'année 2009 a aussi été caractérisée par un déficit de précipitation presque toute l'année.

Les températures de l'eau de mer relevées lors des campagnes 2009 ont été proches mais généralement inférieures aux médianes pluriannuelles établies depuis 1988. Comparé à 2008, les températures 2009 ont été généralement inférieures au printemps et en été, mais supérieures en automne aux différents points de suivi. Les mesures révèlent que la température présente toujours des valeurs significativement plus élevées au point *rejet* par rapport aux autres points. Cependant, elles indiquent aussi que l'impact thermique reste géographiquement très limité. Les échantillons prélevés aux abords du *rejet* (quelques dizaines de mètres) présentent des taux de dilution importants (~78-85%).

Les salinités observées lors des campagnes de surveillance 2009 aux points *canal* et *rejet* ont été supérieures à celles de 2008 au printemps et en automne et inférieures en été. Au point *référence*, l'inverse est observé avec des températures inférieures au printemps et en automne et supérieures en été par rapport à 2008. Dans ce secteur de la Manche, les valeurs de salinités sont sensibles aux apports d'eau douce d'origine fluviale. Une relation linéaire significative existe entre la salinité et les débits de la Seine et de la Durdent sur la période 1985/86-2009. Dans l'ensemble, les salinités mesurées en 2009 ont présenté un gradient croissant côte-large et sont restées dans la gamme de valeurs habituellement observées pour ce paramètre depuis 1988. La différence de salinité observée entre les points *canal* et *référence* met en évidence l'impact du *fleuve côtier* dans cette partie de la côte de Seine Maritime.

L'ensemble des sels nutritifs mesurés lors des campagnes 2009 présente une évolution saisonnière classique. Suite à l'augmentation de l'ensoleillement, les sels nutritifs sont assimilés et consommés par le phytoplancton qui se développe entre le printemps et l'été. En automne, principalement sous l'effet de l'activité bactérienne, la dégradation de la matière organique produite au printemps et en été conduit à la régénération des nutriments dans la colonne d'eau. Cette année, les concentrations en sels azotés sont restées comprises dans la gamme de concentrations habituellement observée depuis 1988 avec en général une distribution caractérisée par un gradient décroissant côte-large.

Les concentrations en MES mesurées en 2009 ont été comprises dans la gamme de concentration observée depuis 1988 aux trois points de suivi, à l'exception du point *référence* au printemps. Il s'agit alors du maximum observé sur ce point en cette saison de l'année depuis 1988. Cette concentration élevée est à rapprocher de la salinité relativement basse relevée sur cette station. Dans l'ensemble, les concentrations en MES suivent la tendance définies par les médianes pluriannuelles : un gradient décroissant côte-large marqué tout au long de l'année.

Les concentrations en trihalométhanes ont été régulièrement inférieures au seuil de détection analytique (1 µg/L), à l'exception de celles du bromoforme au niveau du point *rejet* en été et en

automne. Les concentrations de ce composé chimique sont toutefois restées relativement faibles (1,6 et 2,4 µg/L, respectivement). Elles sont et restent largement inférieures au seuil de 10 µg/L, concentration considérée comme acceptable pour le milieu marin.

Les concentrations en bore au cours des campagnes 2009 ont été systématiquement supérieures à celles de 2008 sur l'ensemble des points de surveillance. Elles dépassent notamment dans la gamme des concentrations observées depuis 2000-2002 en automne sur tous les points et au printemps au canal. Toutefois, les concentrations sont très proches des niveaux naturels et toujours inférieures à 5 µg/L.

En conclusion, les données du compartiment hydrologique acquises en 2009 dans le cadre du programme de surveillance écologique de la centrale électronucléaire de Paluel, mettent bien en évidence un échauffement de l'eau aux abords des bouches de rejets. Cette perturbation thermique reste cependant géographiquement très limitée. La distribution et les variations saisonnières des autres paramètres (nutriments, MES, bore et trihalométhane) ne présente pas d'anomalie notable qui permettent de conclure à un déséquilibre du fonctionnement de l'écosystème. L'activité de la centrale à travers ses rejets thermiques et chimiques ne semble donc pas modifier de manière sensible et significative les caractéristiques hydrologiques intrinsèques du milieu.

Microbiologie

Les concentrations en germes totaux ont été très élevées en 2009 sur tous les points de surveillance. Ces données 2009 confirment la hausse observée en 2008 et contrastent avec la remarquable stabilité des concentrations établie sur la période 1996-2007. Ainsi en 2009, les abondances de germes totaux représentent maintenant les plus fortes abondances depuis le début du programme de surveillance. Il est toutefois difficile, et prématuré, de tirer des conclusions sur une éventuelle perturbation du milieu. Le changement de laboratoire d'analyse coïncide avec les hausses observées depuis 2008. Il peut avoir une influence importante étant donnée que les dénombrements reposent essentiellement sur l'identification visuelle par l'opérateur.

Les quantités de germes revivifiables des campagnes de 2009 sont restées faibles et généralement similaires à celles observées sur la période 1988-2008. Au niveau du point *rejet* en automne, les quantités de germes revivifiables, qui avaient été très importantes en 2007, présentent comme en 2008 des niveaux bas et même inférieurs à la médiane pluriannuelle établie sur la période 1992-2008. La distribution des germes revivifiables en 2009 n'a pas été caractérisée par un net gradient décroissant côte-large marqué comme les années précédentes.

L'identification de vibrions halophiles, suivant la méthode EDF, confirme la dominance depuis 1999 de la souche de *Vibrio alginolyticus* dans les eaux proches de la centrale de Paluel. Aucun autre vibrio n'a été identifié en 2009.

Les quantités de vibrions halophiles dénombrées en 2009, présentent une diminution en été et une faible augmentation en automne par rapport à 2008. Quantitativement, la souche *V. alginolyticus* domine toujours les peuplements de vibrions halophiles des eaux proches de la centrale de Paluel puisque la souche *V. vulnificus* n'a pas été identifiée en 2009 pour la deuxième année consécutive.

Malgré à nouveau une certaine réserve quant aux abondances en germes totaux observées cette année, l'étude des divers paramètres du compartiment microbiologique semble indiquer l'absence d'un déséquilibre significatif du milieu dû à l'activité de la centrale de Paluel

Phytoplancton

La biomasse chlorophyllienne présente des concentrations comprises entre 0,37 et 5,95 µg/L sur l'ensemble des points et des campagnes 2009. Les biomasses les plus fortes ont été mesurées en juin ce qui est relativement rare. Mais une distribution temporelle similaire de la biomasse chlorophyllienne avait déjà été observée en 2008. Les valeurs de chlorophylle mesurées en juin 2009 sont largement au-dessus des médianes pluriannuelles, tandis qu'en mars elles se situent en dessous de la série pluriannuelle. Les valeurs enregistrées en septembre 2009 sont proches des médianes automnales.

La production primaire potentielle a été caractérisée à travers la mesure de la fluorescence *in vivo* au moyen d'un Pulse Amplitude Modulated (PAM). Les valeurs de rETR vont de 81 au point *canal* en avril, à 179 au point *référence* en septembre. Le niveau de production primaire n'est pas lié à la biomasse chlorophyllienne. L'état physiologique du peuplement est évalué par la mesure de l'efficacité quantique maximale (Y_{max}). Les valeurs 2009 ont été comprises entre 0,18 en mars (*canal*) et 0,55 en septembre (*référence*), indiquant une plus grande dispersion des valeurs par rapport à 2008. Aucune valeur en 2009 n'atteint 0,6 (très bon état physiologique) pouvant ainsi indiquer que les campagnes ont été réalisées avant le début d'une efflorescence ou en fin d'efflorescence.

Les plus fortes abondances cellulaires ont été observées au mois de juin au point *rejet*, avec 544 000 cellules/L et une composition spécifique où les genres *Rhizosolenia* et *Chaetoceros* présentaient les plus fortes dominances des diatomées. Les abondances enregistrées en juin 2009 pour les trois points sont les plus fortes valeurs estivales enregistrées depuis 1993. Les valeurs observées au printemps sont supérieures à celles observées en 2008 pour les trois points. *Skeletonema costatum*, *Thalassiosira*, *Chaetoceros* et *Nitzschia sp* dominent les peuplements de diatomées à cette saison. En revanche en automne 2009, les abondances sont plus faibles qu'en 2008. *Skeletonema costatum* et *Leptocylindrus* dominent les peuplements de diatomées. Mais une hétérogénéité importante des peuplements a été observée entre les points à cette saison révélant la présence de plusieurs masses d'eau.

La dominance des dinoflagellés dans le microphytoplancton atteint un maximum au mois de mars, avec 6 % au point *référence* mi-profondeur. C'est à cette saison que le maximum de silicoflagellés a été également observé. En été et en automne la dominance des dinoflagellés est très limitée et ne dépasse jamais 3 %.

Finalement, les abondances par espèce et par point ainsi que les données de biomasse et de production primaire ne présentent pas de variation pouvant mettre en cause l'activité de la centrale sur le milieu. L'évolution dans le temps de ces paramètres semble cohérente avec les connaissances actuelles de ces paramètres en Manche. Nous ne pouvons donc pas conclure à l'existence d'un déséquilibre du milieu, généré par l'activité de la centrale de Paluel, à partir de l'étude des paramètres suivis dans le compartiment phytoplanctonique en 2009.

Zooplancton

En 2009, les biomasses sestoniques printanières et automnales étaient assez faibles aux points côtiers par rapport aux valeurs moyennes de la série temporelle commencée en 1988. Les biomasses estivales, en particulier au point *rejet*, font par contre partie des valeurs hautes pour la série de données. L'ensemble des valeurs acquises depuis 1988 indique que la biomasse au point *rejet* est significativement plus élevée qu'aux points *canal* et *référence* en été et en automne.

Encore une fois, ces tendances observées sur la biomasse sestonique ne reflètent pas toujours les observations sur les abondances zooplanctoniques. C'est le cas en mars où la biomasse est la plus faible au point *canal* alors que l'abondance zooplanctonique y est la plus forte. Les rapports C/N du seston, > 5 aux points *rejet* et *référence*, laisse suspecter la présence de débris végétaux dans ces échantillons. De même, le rapport C/N au point *canal* en septembre de 24,3 traduit une contamination par des débris coquilliers, la faible abondance zooplanctonique à ce point peu aussi expliquer ce résultat surprenant. Ces rapports C/N du seston montrent bien la difficulté qu'il y a à déduire, ou estimer, la biomasse du zooplancton, *sensus stricto*, à partir de ce type d'analyse. La contamination des échantillons filtrés par des débris minéraux et végétaux ou coquilliers est trop aléatoire pour pouvoir avoir une estimation fiable de la biomasse zooplanctonique. Au mieux, cette analyse nous donne une appréciation de la charge particulaire (seston $> 100 \mu\text{m}$) sur le site de la centrale de Paluel lors des prélèvements.

En 2009, l'abondance zooplanctonique a été caractérisée par des abondances record en été. Les abondances printanières et automnales, assez faibles en générale ($< 1000 \text{ ind. m}^{-3}$), correspondaient aux valeurs moyennes de la série temporelle, sauf pour les points *canal* et *rejet* de septembre où l'on a enregistré les plus faibles valeurs de la série temporelle. L'analyse à long terme ne montre pas de différence significative entre les points de prélèvement au printemps. Par contre l'abondance zooplanctonique au point *canal* apparaît significativement plus faible par rapport au point *rejet* en été, et au point *référence* en automne. Le fait que le point *canal* soit une station très enclavée et peu profonde peut sans doute expliquer ces différences apparentes avec les deux autres points où les prélèvements se font plus aisément.

Les faibles abondances printanières étaient presque exclusivement constituées, à plus de 97 % de larves méroplanctoniques de cirripèdes au stade nauplius. Il semble donc que la campagne de mars est coïncidée avec la phase d'émission larvaire des balanes. Lors de cette sortie les trois points de prélèvements ne présentaient pas de différence notable dans la composition zooplanctonique.

L'holoplancton quant à lui, et comme il est coutume de l'observer, dominait largement le zooplancton en été (entre 71 et 98 %) et à l'automne ($> 95 \%$). Comme toujours en milieu côtier tempéré, il était essentiellement caractérisé par les copépodes ($> 94 \%$). La diversité spécifique de ce groupe est assez faible et composé en général de moins d'une dizaine d'espèce dont une seule peu représenter entre 40 et 70 % du peuplement. Les espèces dominantes étaient comme souvent *Acartia clausi*, *Temora longicornis*, *Centropages hamatus*, *Euterpina acutifrons*, *Paracalanus parvus* et *Pseudocalanus elongatus*. Chacune de ces espèces respecte, pour ce que peut montrer cette analyse de trois campagnes annuelle, leur répartition saisonnière habituelle

Benthos subtidal

Le peuplement des cailloutis, représenté au large par le point 2 et à la côte par les points 1 et 6, est géographiquement stable depuis 1992. Au large, il reste fortement dominé par *Ophiothrix fragilis*. Dans sa partie côtière, la disparition de la moulière à *Mytilus edulis* perdure depuis 1990 ainsi que son remplacement par des Tuniciers, en particulier *Styela coriacea*, *Dendrodoa grossularia* et *Molgula manhattensis*. Les très rares individus de *M. edulis* récoltés en 2004 et 2005 montrent toutefois qu'un recrutement de l'espèce est toujours possible sur la zone d'étude. Le sédiment grossier de cette partie côtière (points 1 et 6) abrite donc de façon stable depuis 1990 un faciès côtier typique du peuplement des cailloutis à épibiose sessile. Ce faciès est un peu moins diversifié que ne l'était la moulière. Le basculement brutal, par absence de recrutement de moules, d'une situation stable à l'échelle de quelques années (la moulière, présente pendant la première partie de l'étude, de 1977 à 1988) à une autre situation stable, le faciès côtier de cailloutis dominé par des Tuniciers et des Annélides tubicoles de substrat dur, a donc conduit à cette situation qui perdure maintenant depuis 19 ans.

La transition avec les sables hétérogènes s'effectue de façon assez tranchée depuis 1993 au niveau du point 16, qui est depuis cette période le point dont les variations sédimentaires interannuelles sont les plus marquées. Toutefois, le sédiment hétérogène du point H.Z. est plus grossier que celui du point 16 depuis 2006.

L'abondance de *Crepidula fornicata* est confirmée depuis 1998 : l'espèce est connue pour s'installer durablement et modifier éventuellement le substrat. Sa très forte augmentation d'abondance définit un phénomène de type invasif, comme le montre sa très forte dominance depuis 2006 au point H.Z.

L'évolution de la couverture sédimentaire de la zone côtière a suivi la disparition de la moulière à *Mytilus edulis*. La relative stabilité de structure observée maintenant depuis une vingtaine d'années devrait donc se poursuivre si aucune sédentarisation massive de moules ne se produit sur la zone des points 1 et 6. L'évolution encore sensible en 1995 vers des sédiments plus grossiers est maintenant stabilisée.

La répartition spatio-temporelle des points de prélèvement reste bien adaptée à la variabilité observée sur le site. Les campagnes de printemps et d'automne permettent d'obtenir une vue d'ensemble des peuplements et de mettre en évidence le contraste entre la stabilité de la zone du large et la variabilité constatée certaines années en zone côtière. Malgré l'absence de campagne automnale cette année, la diversité de la zone semble avoir été correctement échantillonnée et la situation bio-sédimentaire est très proche de celle des années précédentes. Seule la variabilité saisonnière de couverture sédimentaire de la partie côtière orientale ne peut bien sûr pas être mise en évidence. Le suivi du point 2 paraît suffisant pour vérifier la stabilité interannuelle de la zone située plus au large. Le système semble maintenant peu évoluer et n'être soumis qu'à des fluctuations interannuelles de faible ampleur.

L'extension de *Crepidula fornicata* à l'ensemble de la zone côtière constitue l'évolution la plus récente du système étudié ; elle semble arrivée à peu près à son terme (présence à toutes les stations de la partie côtière, indépendamment du substrat). Sa dominance semble en partie liée aux fluctuations sédimentaires constatées d'une année sur l'autre. Ces fluctuations favorisent alternativement les espèces à tendance sabulicoles/gravellicoles et les espèces de cailloutis. Mais *C. fornicata* semble peu affectée par ces variations voire en bénéficie pour se maintenir comme espèce dominante.

Zoobenthos intertidal

En 2009, les biomasses de *Fucus* sont du même ordre de grandeur sur les deux sites étudiés. Sur le site de *Veulettes*, elles sont légèrement inférieures aux biomasses mesurées depuis 1996 alors qu'elles sont supérieures à *St Valéry*. Le nombre d'idotés est nettement supérieur aux données des années 2007 et 2008, sur les deux sites. Le site de *Veulettes* a par ailleurs un taux d'occupation deux fois plus faible qu'à *St Valéry* alors que la biomasse algale de ces deux sites est similaire.

La population d'idotés suit une évolution comparable sur les deux sites. Le site témoin et le site impacté ont la même dynamique de population avec des fluctuations périodiques de 2 ou 3 ans. Depuis la fin des années 1990, l'amplitude des variations semble s'accroître, avec une tendance à la hausse des effectifs jusqu'en 2006, indépendamment de la variation de couverture algale. Les années 2007 et 2008 ont été particulières en terme d'amplitude des variations puisque les densités d'idotés sont très faibles, voir inexistantes sur certains prélèvements. C'était la première fois depuis le début du suivi que la densité résiduelle d'idotés était si faible. Cette tendance semble se confirmer sur les deux dernières années écoulées. Cette densité résiduelle semble cependant augmenter un peu sur les deux stations depuis l'année 2007 et fortement cette année pour le site de *St Valéry*.

Cette année, les densités importantes de *Sphaeroma serratum*, semblent avoir un léger impact négatif sur les densités d'*Idotea granulosa*, impact non observé lors des précédentes campagnes où les deux populations semblaient indépendantes et/ou paraissaient évoluer conjointement. Un éventuel phénomène de compétition pourrait avoir lieu concernant la ressource entre ces deux espèces proches taxonomiquement et écologiquement.

Le changement climatique est aujourd'hui une réalité admise par l'ensemble de la communauté scientifique. Les incertitudes quant à l'évolution du contexte général s'ajoute à celles sur la biologie de l'espèce prise en considération dans cette étude. Des précautions doivent être prises pour toute interprétation des phénomènes mesurés sur les sites de *St Valéry* et de *Veulettes*. Néanmoins, les données de surveillance montrent que sur l'évolution à long terme du peuplement, le déclin de la ceinture algale sur les deux sites à la fin des années 1980 s'est révélé être transitoire et ne semble donc pas directement imputable à l'exploitation du CNPE. En effet, le site de *Veulettes sur Mer*, hors du panache thermique de la centrale (selon le modèle LCHF), a également été impacté. De la même façon, ces deux dernières années, la diminution importante des effectifs sur les deux sites exclue toute influence de la centrale. Les observations de l'année 2009 prouvent également que le site de *Veulettes*, site témoin, contient des densités moindres en idotés pour des biomasses algales similaires à celles de *St Valéry*.

Phytobenthos intertidal

Les résultats de la surveillance du phytobenthos en 2009 indiquent que la biomasse de Fucales est généralement inférieure aux médianes pluriannuelles établies depuis 1994 à *St Valéry* au printemps et sur les trois points d'échantillonnage en automne. La valeur printanière de biomasse à *St Valéry* représente le nouveau minimum observé depuis 1994 sur ce site. L'ensablement du platier pourrait être à l'origine de cette diminution. Les tests statistiques montrent par ailleurs que la diminution de la biomasse n'est significative qu'à cette station.

Le peuplement algal est caractérisé en 2009 par un développement normal de la fertilité de mars à septembre. En particulier, la station *Val Martin* est caractérisée en 2009 par un pourcentage de fertilité supérieur à la médiane pluriannuelle tout au long de l'année. Les pourcentages sont alors

parmi les plus élevés depuis le début de la surveillance. Le peuplement présente un cycle de reproduction conforme aux valeurs habituelles.

Finalement, les tests statistiques réalisés sur les biomasses et les pourcentages de pieds fertiles entre les différentes stations impactées (ou non) par les rejets de la centrale indiquent qu'il est difficile d'imputer aux activités de la centrale une influence sur les caractéristiques intrinsèques du peuplement algal.

Halieutique

Le domaine halieutique dans le secteur du CNPE de Paluel est évalué sur la zone 28F0 défini par le CIEM (Conseil International pour l'Exploration de la Mer). Dans cette zone, la production annuelle de pêche en 2008 a été de 5260 tonnes. Elle est en augmentation par rapport à l'année précédente (6 %). Cette production est variable au cours de l'année avec en particulier des maximums d'exploitation de janvier à avril, puis de novembre à décembre. Ceci est principalement lié aux dates d'ouverture de la pêche à la coquille Saint-Jacques. Le hareng et la sardine, pêchés toute l'année, connaissent aussi une pression de pêche plus élevée. Ces poissons sont généralement exploités par des navires équipés de chaluts pélagiques qui est l'engin de pêche le plus productif dans ce secteur.

L'année 2008 est aussi caractérisée par un nombre de navires en baisse par rapport à l'année 2007. Fécamp reste par ailleurs le premier port d'exploitation du rectangle 28F0. Les captures par unité d'efforts (CPUE) restent relativement stables dans la zone, mais avec une légère augmentation en 2008. A l'échelle de la Manche orientale, les CPUE sont plutôt en léger recul. Cela représente environ 100 navires et 10 000 tonnes de captures de moins qu'en 2007.

En conclusion, les variations inter-annuelles observées dans le domaine halieutique relèvent sans doute davantage de phénomènes régionaux au sens large (par exemple concernant l'activité de pêche : un changement de stratégie des pêcheurs du à des problèmes de quota disponible comme le cabillaud, et donc une adaptation à des éléments extérieurs) que de phénomènes très locaux qu'on pourrait essayer de relier à un événement local particulier (par exemple lié à une ou des activités anthropiques comme les rejets thermiques et chlorés de la centrale).

BIBLIOGRAPHIE

- ABARNOU, A., GUILLAUD, J-F., MIOSSEC, L. & A. BATT, 1990. La chloration des effluents urbains avant rejet en mer. *Rapports scientifiques et techniques de l'Ifremer*. N°20, 167 pp.
- ABARNOU, A., 1981. Aspects chimiques de la chloration de l'eau de mer. *Rapport ISTPM*, 92 pp.
- AMINOT, A. & R. KEROUEL, 2004. Hydrologie des écosystèmes marins, paramètres et analyses, *Ed. Ifremer*. 336 pp.
- AUGRIS, C., CLABAUT, P., DEWEZ, S. & J.P. AUFFRET, 1987. Carte des sédiments superficiels au large de Boulogne-sur-Mer. *Ifremer-U.S.T.Lille-Région Nord/Pas de Calais* (Eds), 32p. + 2 cartes couleur.
- BOURGAIN, J.L., DAVOULT, D. & J.M. DEWARUMEZ, 1988. Le domaine benthique subtidal, in: Surveillance écologique et halieutique, site de Paluel, année 1988. *Rapport Ifremer*. 57-87.
- BOUVIER, P., 1940. Décapodes Marcheurs, Vol I. Faune de France, Faune n°37, 404 p.
- BRYLINSKI, J.M., BRUNET, C., BENTLEY, D., THOUMELIN, G. & D. HILDE, 1996. Hydrography and phytoplakton biomass in the Eastern English Channel in spring 1992. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 43, 507-519
- BRYLINSKI, J.M., LAGADEUC, Y., GENTILHOMME, V., DUPONT, J.-P., LAFITTE, R., DUPEUBLE, P.-A., HUAULT, M.-F., AUGER, Y., PUSKARIC, E., WARTEL, M. & L. CABIOCH, 1991. Le fleuve côtier, un phénomène hydrologique important en Manche Orientale. Exemple du Pas-de-Calais. *Oceanologica Acta*, 11, 197-203
- DAVOULT, D. & A. MIGNE, 1994 à 2008. Le domaine benthique subtidal, in: Surveillance écologique et halieutique, site de Paluel. *Rapport Ifremer*.
- DAVOULT, D. DEWARUMEZ J.M. & A. MIGNE, 1998. Long-term changes (1979-1994) in two coastal benthic communities (English Channel): analysis of structural developments. *Oceanol. Acta*, 21 (4): 609-617.
- DAVOULT, D., 1990. Le domaine benthique subtidal, in: Surveillance écologique et halieuthique, site de Paluel, année 1990. *Rapport Ifremer*. 59-81.
- DAVOULT, D., 1992. Le domaine benthique subtidal, in: Surveillance écologique et halieutique, site de Paluel, année 1992. *Rapport Ifremer*.
- DAVOULT, D., 1993. Le domaine benthique subtidal, in: Surveillance écologique et halieutique, site de Paluel, année 1993. *Rapport Ifremer*.
- DEWARUMEZ, J.M. & D. MENU, 1985. Étude de surveillance écologique du site de Paluel, rapport de synthèse, 1978 à 1981. *Rapport Ifremer*.
- DEWARUMEZ, J.M., 1979. Le domaine benthique, In Étude écologique du site de Paluel – Suivi 1^{ère} année – C.N.E.X.O. – I.B.M.R.W.
- DEWARUMEZ, J.M., N. DEWARUMEZ, H. GROSSEL & D. MENU, 1980. Le domaine benthique, In : Étude écologique du site de Paluel – Suivi 2^{ème} année – CNEXO – IBMRW, contrat 78/1970 B.

- DUPONT, J-P., LAFITE, R., HUAULT, M-F., DUPEUBLE, P-A., BRYLINSKI, J-M., GUEGUENIAT, P., LAMBOY, M. & L. CABIOCH, 1991. La dynamique des masses d'eau et des matières en suspension en Manche orientale *Oceanologica Acta*, Vol. sp. N°11, 177-186.
- EDF, 2009. Rapport annuel de surveillance de l'environnement du CNPE de Paluel – année 2008
- ERICKSON, S.J. & A.E. FREEMAN, 1978. Toxicity screening of fifteen chlorinated and brominated compounds using four species of marine phytoplankton. *In: Water Chlorination*. vol. 2., 307-310. Jolley et al. Ed.
- EUZÉBY, J.P., 2000. Dictionnaire de bactériologie vétérinaire. Site Internet : <http://www.bacterio.cict.fr/bacdico/pp/photobacterium.html>
- FALKOWSKI, P.G. & J.A. RAVEN, 2007. Aquatic photosynthesis, 2nd ed.; Princeton University Press, 484 p.
- FAUVEL, P., 1923. Polychètes errantes, Faune de France, Faune n°5, 488 p.
- FAUVEL, P., 1927. Polychètes sédentaires, Faune de France, Faune n°16, 494 p.
- FRONTIER S., PICHOD-VIALE D., LEPRETRE A., DAVOULT D., & C. LUCZAK, 2004. Ecosystèmes : structure, fonctionnement, évolution. Coll. Sciences Sup, 3ème édition, Dunod, Paris, 568p + 2 annexes et bibliographie téléchargeables sur www.dunod.com.
- FRONTIER, S., 1972. Calcul de l'erreur sur un comptage de zooplancton. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 8, pp. 121-132.
- FRONTIER, S., 1985. Diversity and structure in aquatic ecosystems. *Oceanogr. Mar. Ann. Rev.*, 23: 253-312.
- GENESTE, C., DAB, W., CABANES, P.A., VAILLANT, V., QUILICI, M.L. & J.M. FOURNIER, 2000. Les vibrioses non cholériques en France : cas identifiés de 1995 à 1998 par le Centre national de référence. *Bull épidemiol hebd* 2000 ; 38-40.
- GOHIN, F., DRUON, J-N. & L. LAMPERT, 2002. A five channel chlorophyll concentrations applied to SeaWiFS data processed by SeaDAS in coastal waters. *Int. J. Remote Sensing*. Vol. 23 N°8, 1639-1661.
- HAYWARD, P. & J. RYLAND. 1990. The marine fauna of the British Isles and North West Europe, Oxford Univ. Press, volume 1, 656 p.
- HERVIO-HEATH, D., COLWELL, R.R., DERRIEN, A., ROBERT-PILLOT, A., FOURNIER, J.M., & M. POMMEPUY. 2002. Occurrence of pathogenic vibrios in coastal areas of France. *Journal of Applied Microbiology*. 92: 1123-1135.
- HORLYCK, V., 1973. Seasonal and diel variation in the rhythmicity of *Idotea balthica* (Pallas) and *Idotea granulosa* Rathke, *Ophelia* 12 : 117-127.
- JANIN, J.M. & D. MARCOS, 1994. Centrale de Paluel, calcul 3D d'impact thermique. Note technique EDF, Département Laboratoire National d'Hydraulique. 48 pp.
- KING, L.A.L. & E.S. RUSSEL, 1909. A method for the study of animal ecology of the shore, *Proc. R. Phyt. Soc. Edimb.* 17 (6), 225-253.
- KLEIN, B. & A. SOURNIA, 1987. A daily study of the diatom spring bloom at Roscoff (France) in 1985. II. Phytoplankton pigment composition studied by HPLC analysis. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 37 : 265-275.

- KOEHLER, P., 1921. Echinodermes, Faune de France, Faune n°1, 240 p.
- LAMPERT, L. 2001. Dynamique saisonnière et variabilité pigmentaire des populations phytoplanctoniques dans l'Atlantique Nord (Golfe de Gascogne). Thèse de troisième cycle, *Université de Bretagne Occidentale*. 328 pp.
- LINCOLN, R.J., 1979. British marine amphipoda : Gammaridea. British Museum (Nat. Hist.), London: 658 p.
- LORENZEN, C.J., 1967. A method for the continuous measurements of *in vivo* chlorophyll concentrations. *Deep-Sea Res.* 13: 223-227.
- LUND, J.W.G., KIPLING, C. & E.D. LE CREN, 1958. The inverted microscope method of estimating algal numbers and the statistical basis of estimations by counting. *Hydrobiologia* 11 : 143-178
- MALHERBE, J.F. & B. MANOHA, 1977. Centrale de Flamanville-Avis C ; Influence courantologique et thermique. *Électricité De France, Direction des études et recherches*, HE041/77.013
- MARTIN, J., 2001. Les larves des crustacés décapodes des côtes françaises de la Manche. IFREMER, France, pp. 175.
- MAUCLINE, J., 1998. The biology of calanoid copepods. *Advances in Marine Biology* 33: 1-710
- MIOSSEC, L. 2002. Les vibrions pathogènes pour l'homme : le risque associé au milieu marin en France. Vibrions et risque sanitaire. Rapport scientifique et technique Ifremer, RST.DEL/02.02/MIC. 48 pp.
- MOTODA, S., 1959. Devices of simple plankton apparatus. Memoirs. Faculty of Fisheries. Hokkaido University 7, 73-94.
- NAYLOR, E., 1955. The ecological distribution of british species of Idotea (Isopoda), *J. Anim. Ecol.* 24 (2) : 255-269.
- QUILICI, M.L. & J.M. FOURNIER, 2003. Rapport d'activité de l'unité Choléra et des Vibrions pour l'année 2003. Institut Pasteur, Paris.
- QUILICI, M.L. & J.M. FOURNIER, 2004. Rapport d'activité de l'unité Choléra et des Vibrions pour l'année 2004. Institut Pasteur, Paris.
- QUILICI, M.L. & J.M. FOURNIER, 2005. Rapport d'activité de l'unité Choléra et des Vibrions pour l'année 2005. Institut Pasteur, Paris.
- QUILICI, M.L., GUENOLE, A. & J.M. FOURNIER, 2000. Les infections à vibrions non cholériques en France. Cas identifiés de 1999 à 2001 par le Centre national de référence des Vibrions et du Choléra. Surveillance nationale des maladies infectieuses, 1998-2000. Editeur : InVS, pp. 193-196.
- QUILICI, M.L., GUENOLE, A., LEMME, L., & J.M. FOURNIER, 2005. Les infections à vibrions non cholériques en France. Cas identifiés de 2001 à 2003 par le Centre national de référence des Vibrions et du Choléra. Surveillance nationale des maladies infectieuses, 2001 à 2003. Editeur : InVS, Maladies d'origines alimentaire, 7 p.
- RAGUENEAU, O., DE BLAS VARELA, E., TREGUER, P., QUEGUINER, B. & Y. DEL AMO, 1994. Phytoplankton dynamics in relation to the biogeochemical cycle of silicon in a coastal ecosystem of western Europe. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 72, 106-157.

- ROSE, M., 1933. Faune de France, 26. Copépodes pélagiques. Ed. Lechevalier, Paris, pp. 374 .
- SAKSHAUG, E., BRICAUD, A., DANDONNEAU, Y., FALKOWSKI, P.G., KIEFER, D.A., LEGENDRE, L., MOREL, A., PARSLow, J. & M. TAKAHASHI, 1997. Parameters of photosynthesis : definitions, theory and interpretation of results, *Journal of Plankton Research*, Vol.19 n°11, pp. 1637-1670.
- SARS, G.O., 1899. An account of Crustacea of Norway, II. Isopoda. Alb. Cammer. *Meyers Forlag Cristiana* 270 p. 100 pl.
- SIMPSON, J.H. & J.R. HUNTER, 1974. Fronts in the Irish Sea. *Nature*, 1250, 404-406
- SYWALA, T., 1964. A study of the taxonomy ecology and geographical distribution of species of genus *Idotea fabricius* (Isopoda – Crustacea) in Polish Baltic. II. Ecological and zoogeographical part, *Bull. Soc. Sci. Lettre. Poznam. Ser. D. 4.*: 173-200.
- Tebble N., 1966. British bivalve seashells: a handbook for identification, British Museum (Nat. Hist.), London 212 p.
- TODD C.D., LAVERRACK M.S. & G.A. BOXSHALL, 1996. Coastal marine zooplankton – a practical manual for students. Cambridge University Press, pp. 106.
- TRANter, D.J., & P.E. SMITH, 1968. Filtration performance. In Reviews on zooplankton sampling methods, Part I (D. J. Tranter, ed.), p. 27-56. Monogr. Oceanogr. Methodol. 2, Zooplankton Sampling. UNESCO (United Nations Educational, Scientific, and Cultural Organization) Press, Paris.
- UTERMOHL, H., 1958. Zur vervollkommung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. *Mitt. Int. Verein. Limnol.* 9 : 1-38.
- VAILLANT, V., DE VALK, H. & E. BARON, 2005, Morbidité et mortalité dues aux maladies infectieuses d'origine alimentaires en France. 2004. Editeur : InVS, pp. 125-130.
- WEST, P.A., 1989 The human pathogenic vibrios : a public health update with environmental perspectives. *Epidemiol. Infect.* 103 1 , 1-34

*Impression : Service IDM/RIC
IFREMER Centre de Brest
BP 70 – 29280 Plouzané
Tel : 02 98 22 43 53*