

# Surveillance écologique et halieutique du site électronucléaire de Penly

Année 2013  
Rapport scientifique annuel





<b>Numéro d'identification du rapport</b> : IFREMER/RBE/HMMN/RHPEB 14-001		<b>Date de publication</b> : mars 2014
<b>Diffusion</b> : libre Validé par : <b>Comité de lecture</b>		<b>Nombre de pages</b> : 167 <b>Bibliographie</b> (Oui / <del>Non</del> ) <b>Illustration(s)</b> (Oui / <del>Non</del> ) <b>Langue du rapport</b> : français
<b>Version du document</b> : définitif		
<b>Titre et sous-titre du rapport</b> : <i>Surveillance écologique et halieutique du site électronucléaire de Penly</i> <i>Année 2013 - Rapport scientifique annuel</i> <i>Ecological and fisheries monitoring of the Penly nuclear power plant</i> <i>2013 - Annual scientific report</i>		
<b>Auteur(s) principal(aux)</b> :	<b>Organisme - Direction - Service - laboratoire</b>	
Elvire Antajan	IFREMER-ODE-LER-LERBL	
Antoine Baehr	IFREMER- ODE-LER-LERN	
David Devreker	IFREMER-ODE-LER-LERBL	
Sylvaine Françoise	IFREMER-ODE-LER-LERN	
Christophe Loots	IFREMER-RBE-HMMN-RHB	
Emilie Rabiller	IFREMER-ODE-LER-LERN	
Mathilde Schapira	IFREMER-ODE-LER-LERN	
Ivan Schlaich	IFREMER-RBE-HMMN-RHPEB	
<b>Collaborateur(s)</b> : nom, prénom	<b>Organisme - Direction - Service - laboratoire</b>	
Alain Tetard	IFREMER-RBE-HMMN-RHPEB	
Aurelie Fauveau	GEMEL Picardie	
Benjamin Simon	IFREMER-ODE-LER-LERN	
Benois Gomez	IFREMER-RBE-HMMN-RHBL	
Emilie Rabiller	IFREMER-ODE-LER-LERN	
Eric Le Gagneur	IFREMER-ODE-LER-LERN	
Francis Gohin	IFREMER- ODE-DYNECO-PELAGOS	
Francois Gevaert	Station marine de Wimereux	
Francoise Verin	IFREMER-ODE-LER-LERBL	
Frank Maheux	IFREMER-ODE-LER-LERN	
Jérôme Quinquis	IFREMER-RBE-HMMN-RHPEB	
Jean-Paul Delpech	IFREMER-RBE-HMMN-RHBL	
Jocelyne Morin	IFREMER-RBE-HMMN-RHPEB	
Laure Lamort	IFREMER-ODE-LER-LERN	
Louis Wilfried	IFREMER-RBE-HMMN-RHBL	
Nicolas Goascoz	IFREMER-RBE-HMMN-RHPEB	
Olivier Pierre-Duplessix	IFREMER-ODE-LER-LERN	
Valerie Lefebvre	IFREMER-RBE-HMMN-RHBL	
Wilfried Louis	IFREMER-RBE-HMMN-RHBL	
<b>Titre du contrat de recherche</b> :	<b>Marché n° C4493C0850</b>	
<b>Organisme commanditaire</b> :	Electricité de France (EDF) – Production Transport – C. N. P. E. de Penly BP 854 - 76370 NEUVILLE LES DIEPPE	
<b>Organisme réalisateur</b> :	Institut Français de Recherche pour l'Exploitation de la Mer, IFREMER 150 quai Gambetta - BP 699 - 62321 Boulogne sur Mer Cedex 03	
<b>Cadre de la recherche</b> :		
Programme :	Surveillance et évaluation de la qualité du milieu marin	
Projet :	Impact des Grands Aménagements (I.G.A)	
Campagne océanographique : <i>IGA 1-2-3, 2013, NO DELPHY</i>		

**Résumé :**

La surveillance n° 27 sur le site de PENLY couvre la période de mars à septembre 2013.

Les domaines étudiés sont l'hydrologie, la microbiologie, le plancton végétal et animal et le domaine halieutique.

L'année 2013 est la vingt quatrième année de fonctionnement de la centrale.

**Abstract :**

Monitoring n° 27 of PENLY nuclear power - plant takes into account studies between March and September 2013.

Hydrology, microbiology, phytoplankton, zooplankton and fishing are studied.

This power-plant has been in operation for twenty-four years.

**Mots-clés :**

Pélagos - Halieutique - Centrale nucléaire – Surveillance

**Keywords :**

Pelagos - fishing - Nuclear power plant – Monitoring

**Commentaire :**

Schlaich I., Antajan E., Baehr A., Devreker D., Françoise S., Loots C., Rabiller E., Schapira M., 2014.-Surveillance écologique et halieutique de site électronucléaire de Penly, année 2013 – Rapport scientifique annuel. Rapp. Ifremer/RBE/HMMN/RHPEB, mars 2014, 167 p.



# Surveillance écologique et halieutique

## *Site de Penly*

mars 2013 - septembre 2013

### **IFREMER**

Station de Port en Bessin Avenue du Général de Gaulle B.P. 32 14520 PORT EN BESSIN Tél. : 02 31 51 16 00	Centre de Manche Mer du Nord 150 quai Gambetta - BP 699 62321 Boulogne-sur-Mer Tél. : 03 21 99 56 00
Centre de Brest  B.P. 70 29280 PLOUZANE Tél. : 02 98 22 40 40	

### **AUTRES ORGANISMES**

Laboratoire Municipal et Régional de Rouen  49, Rue Mustel B.P. 4063 76022 ROUEN Cedex Tél. : 02 32 10 22 44	Laboratoire Eurofins IPL Atlantique  1 Rue du Professeur Vézès 33000 BORDEAUX Tél. : 05 56 01 84 00
Laboratoire Départemental Frank Duncombe  1 route Rosel Saint Contest 14053 CAEN Tél. : 02 31 47 19 19	Station Marine de Wimereux  B.P 80 28 Ave FOCH 62930 WIMEREUX Tél. : 03 21 99 29 00

---

# Préambule

L'étude écologique et halieutique du site de PENLY a été confiée à deux organismes par Electricité de France: le CNEXO pour la partie écologique entreprise en 1978 et l'ISTPM pour la partie halieutique entreprise en 1977 (\*).

L'étude de Projet menée par ces deux organismes de février 1978 à janvier 1980 (étude écologique) ou de février 1978 à décembre 1979 (étude halieutique) avait pour but d'établir un état de référence avant l'implantation de la centrale nucléaire. Par la suite, Electricité de France a permis la poursuite de l'étude de la nourricerie de poissons plats au-delà des études de projet de 1980 à 1984 lors d'une phase d'études complémentaires.

A la demande d'Electricité de France, l'étude de Surveillance a commencé en 1987, soit trois ans avant la date prévue de mise en fonctionnement de la centrale.

Cette étude de Surveillance doit permettre dans un premier temps d'apprécier les fluctuations naturelles pluriannuelles des principaux paramètres retenus à partir de l'étude de Projet et, dans un second temps, d'analyser l'incidence éventuelle de la centrale sur le milieu marin et ses ressources.

L'année 2013, objet du présent rapport, est la vingt-quatrième année de fonctionnement de la centrale. Les résultats obtenus au cours de cette vingt-septième année de surveillance contenus dans le rapport concernent l'étude :

- de la climatologie effectuée à la station IFREMER de Port-en-Bessin par le Laboratoire Environnement Ressources de Normandie sous la responsabilité de **Antoine BAEHR**
- de l'hydrologie effectuée à la station IFREMER de Port-en-Bessin par le Laboratoire Environnement Ressources de Normandie sous la responsabilité de **Emilie RABILLER**;
- de la microbiologie effectuée à la station IFREMER de Port-en-Bessin par le Laboratoire Environnement Ressources de Normandie sous la responsabilité **Mathilde SCHAPIRA**;
- du phytoplancton effectuée à la station IFREMER de Port-en-Bessin par le Laboratoire Environnement Ressources de Normandie sous la responsabilité **Sylvaine FRANÇOISE**;
- du zooplancton réalisée au Centre IFREMER de Boulogne-sur-Mer sous la responsabilité de **Elvire ANTAJAN** et **David DEVREKER**;
- de l'ichtyoplancton réalisée au Centre IFREMER de Boulogne-sur-Mer sous la responsabilité de **Christophe LOOTS**;
- de l'halieutique par le laboratoire Ressources Halieutiques de la station IFREMER de Port-en-Bessin sous la responsabilité de **Ivan SCHLAICH**.

La coordination et la mise en page ont été assurés à la Station IFREMER de Port-en-Bessin par Ivan SCHLAICH .

(\*) Une étude très succincte, dite "d'avant-projet" a été réalisée auparavant par ces deux organismes en 1975 et 1977.

## Résumé

Le bilan météorologique global de l'année 2013 observé dans ce secteur se caractérise par un cumul annuel des précipitations supérieur au cumul moyen enregistré sur la période 1949-2012. Ceci s'explique principalement par des précipitations excédentaires pour les mois d'octobre et novembre. De la même manière les températures de l'air ont été inférieures à la moyennes jusqu'en mi-juin puis supérieures le reste de l'année. Ce qui fait du deuxième semestre une période plutôt exceptionnelle par sa douceur. La température moyenne du mois de décembre étant identique à celle enregistrée au mois d'avril sur la période 1960-2012. Même si l'écart thermique à la moyenne est faiblement positif cette année, nous sommes depuis cinq ans dans un tendance à la baisse de la température de l'ordre d'un demi degrés celsius. Cette faible température de l'air en début d'année à eu pour conséquence un refroidissement tardif et prolongé de l'eau de mer. L'année 2013 se caractérise par une masse d'eau froide, parfois inférieure aux minimales enregistrées depuis 1991 et se prolongeant par un second semestre dont la température est généralement au dessus de la moyenne.

Les résultats obtenus sur les différents paramètres surveillés des domaines pélagique et halieutique, sont globalement dépendants de ces conditions météorologiques naturelles et nous verrons ici qu'ils n'ont pas été sans conséquence sur les paramètres recueillis lors des campagnes de printemps.

Les données des paramètres physico-chimiques mettent principalement en évidence un échauffement de l'eau aux abords des bouches de rejets. Les campagnes de 2013 confirment que cette perturbation thermique reste géographiquement très limitée à une dizaine de mètres autour de ce point. Parmi les autres paramètres physico-chimiques suivis, la mesure des concentrations en MES a remplacé en 2013 la turbidité. Cette dernière n'aura donc été étudiée que pendant une année. Les salinités proches des maximums pluriannuelles en automne sont en relation avec les températures élevées lors de cette même période. La campagne du mois de mars 2013 révèle des concentrations en silicate, nitrate et nitrite plus élevées qu'en 2012. Ce qui peut s'expliquer par un développement phytoplanctonique probablement retardé par la faible température de l'eau. Cette absence de phytoplancton peut expliquer les fortes concentrations des stocks hivernaux de sels nutritifs qui n'ont, de ce fait, pas été totalement consommés au printemps. Les concentrations en trihalométhanes, sont deux fois moins importantes que la valeur de référence de 10µg/L considérée comme acceptable pour le milieu marin (Abarnou et al. 1990). Les concentrations en hydrazine et éthanolamine sont inférieures au seuil de détection de la méthode. L'ensemble des autres paramètres présente des valeurs classiquement observées.

Les températures printanières très basses ont retardé le bloom printanier. L'abondance phytoplanctonique est restée faible en été, avec au niveau du point *canal*, la plus faible concentration enregistrée depuis le début du suivi. Comme des années précédentes, les diatomées dominant largement la communauté phytoplanctonique et représentent plus de 96% de la communauté phytoplanctonique. L'évolution dans le temps de ces paramètres semble cohérente avec les connaissances que nous avons de ces paramètres en Manche.

L'abondance en germes totaux se caractérise par des concentrations printanières plus faibles que celles généralement observées sur la zone. Ceci est probablement en lien avec les faibles températures de l'eau de mer relevées au cours du mois de mars 2013. A l'instar de ce qui est généralement observé les années antérieures, les germes revivifiables étaient plus abondants en été et en automne. Les abondances en vibrions halophiles relevées cette année sont en accord avec le cycle saisonnier observé généralement sur cette zone. L'année 2013 confirme la présence de deux espèces de vibrions halophiles que *V. alginolyticus* et *V. vulnificus*. Leurs concentrations sont

semblables aux observations des années précédentes. Elles montrent une dominance relative de *V. alginolyticus* tout au long de l'année à Penly et la présence plus sporadique de *V. vulnificus* en automne.

La plus forte abondance zooplanctonique a été enregistrée en juin au point *référence* ce qui constituait l'une des plus fortes abondances printanières et estivales pour ce point depuis le début de la série temporelle. Sur l'ensemble des points échantillonnés le méroplancton est toujours une composante importante du zooplancton total. L'abondance et la succession des espèces zooplanctoniques observées cette année respectent, pour ce que peut montrer cette analyse de trois campagnes annuelle, leur répartition saisonnière habituelle et sont caractéristiques des milieux côtiers de la Manche et de la baie sud de la Mer du Nord.

En 2013, sur les quatre espèces ciblées de l'ichtyoplancton, seules la sole et le sprat étaient les plus abondants sur le site du CNPE de Penly. Ce sont deux espèces qui sont bien implantées sur dans cette zone contrairement à la sardine et à la limande dont la présence peut être considérée comme anecdotique. Il faut noter comme à chaque fois une quantité non négligeable d'œufs et de larves d'autres espèces présentes dans les échantillons collectés qu'il serait intéressant d'étudier en terme d'assemblage.

Pour la macrofaune, les indices de juvéniles de sole, plie et limande sont dans l'intervalle des valeurs enregistrées depuis le début de l'étude du site. La densité globale en crevette grise observée en 2013 marque une nette augmentation comparée à celle de l'année précédente.

L'étude de la surveillance écologique réalisée à travers les paramètres réglementaires suivis dans les compartiments hydrologique et halieutique depuis 1987, ne permet pas de conclure à l'existence d'un déséquilibre du milieu marin qui soit lié à l'activité du CNPE de Penly.



# Sommaire

<b>1</b>	<b><i>Généralités</i></b> .....	<b>13</b>
1.1	<b>Introduction</b> .....	<b>15</b>
1.2	<b>Géographie</b> .....	<b>15</b>
1.3	<b>Géologie</b> .....	<b>16</b>
1.4	<b>Hydrographie continentale</b> .....	<b>17</b>
1.5	<b>Hydrographie marine</b> .....	<b>18</b>
1.6	<b>Climatologie</b> .....	<b>19</b>
1.7	<b>Température de l'eau de mer</b> .....	<b>25</b>
1.8	<b>Travaux réalisés par l'IFREMER</b> .....	<b>30</b>
<b>2</b>	<b><i>Le domaine pélagique</i></b> .....	<b>31</b>
2.1	<b>Hydrologie</b> .....	<b>31</b>
2.2	<b>Phytoplancton</b> .....	<b>65</b>
2.3	<b>Microbiologie</b> .....	<b>89</b>
2.4	<b>Zooplancton</b> .....	<b>105</b>
<b>3</b>	<b><i>Le domaine halieutique</i></b> .....	<b>127</b>
3.1	<b>Ichtyoplancton</b> .....	<b>129</b>
3.2	<b>Macrofaune halieutique</b> .....	<b>138</b>
3.3	<b>Conclusion</b> .....	<b>146</b>
3.4	<b>Annexes</b> .....	<b>147</b>
<b>4</b>	<b><i>Conclusions</i></b> .....	<b>157</b>
<b>5</b>	<b><i>Bibliographie</i></b> .....	<b>165</b>



# 1. Généralités

***Rédaction***

Antoine Baehr (LERN)

***Avec la collaboration de***

Eric Le Gagneur (LERN),  
Ivan Schlaich (RHPEB),

***Données***

Météo France (Carpiquet),  
CNPE Penly (EDF),  
Banque Hydro (MEDD),  
Seine Aval (Groupement d'intérêts publics).





## 1.1. Introduction

Dans le cadre de l'implantation de la centrale électronucléaire de Penly, l'écosystème marin environnant a fait l'objet de différentes études scientifiques : **étude d'avant-projet** (mars - août 1977), **étude de projet** (1<sup>er</sup> et 2<sup>ème</sup> cycles, Février 1978 - Janvier 1980) et **études de surveillance** (depuis 1987). 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 du CNPE sur le milieu marin (étude de surveillance). Ce rapport présente les résultats scientifiques concernant la 24<sup>ème</sup> année depuis la mise en service du CNPE de Penly en 1990.

## 1.2. Géographie

Le CNPE de Penly est situé sur le littoral normand (figure 1.1), au niveau d'une petite valleuse, entre le Tréport et Dieppe, sur le territoire de la commune dont elle porte le nom. Le littoral, orienté SW/NE, 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.



Figure 1.1 : Situation géographique du Centre National de Production d'Electricité de Penly

On peut distinguer trois types fondamentaux d'estran :

- **l'estran profond** : il ne découvre pratiquement pas ; on le rencontre dans les secteurs de pointes rocheuses (Etretat, Antifer),
- **l'estran de pied de falaises** : c'est l'estran type du littoral haut-normand et celui qui se trouve à Penly. 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 m à 20 m de large et de 1 m de haut,
- **l'estran d'accumulation** : rencontré 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).

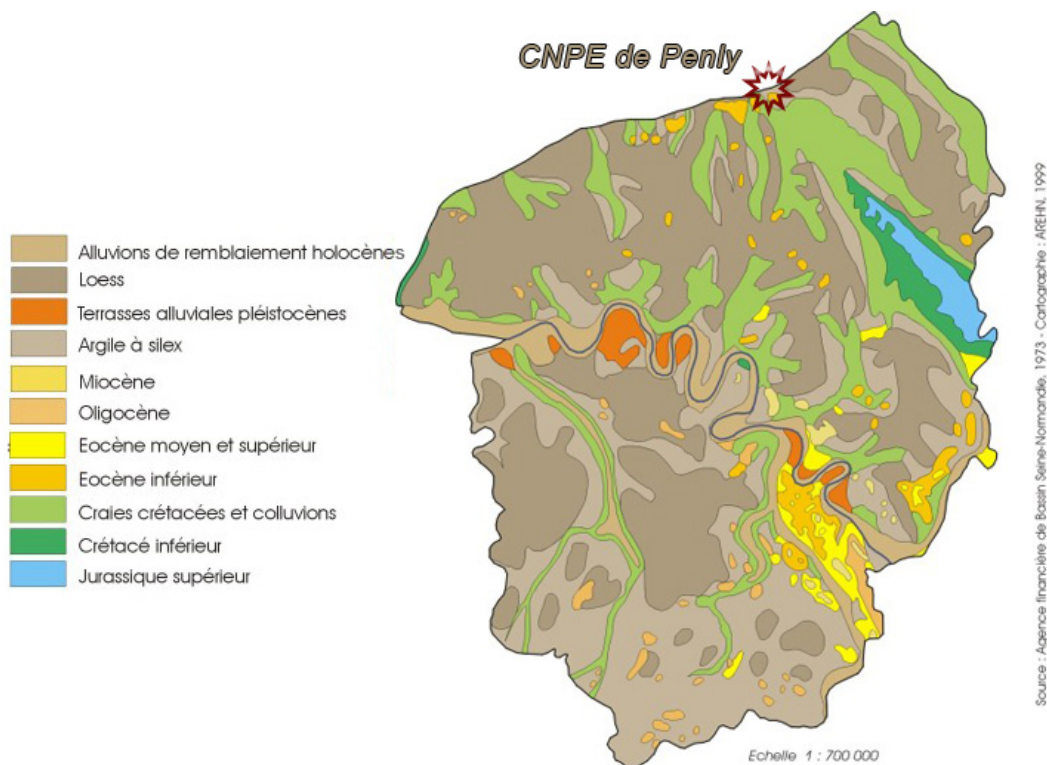


Figure 1.2 : Carte géologique de la région 'Haute-Normandie'

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.

Les sédiments marins aux alentours du CNPE de Penly sont essentiellement composés de sable et sable graveleux (figure 1.3). Dans cette région de la Seine Maritime, les sédiments les plus grossiers se situent entre Etretat et St Valéry-en-Caux. De chaque côté, un gradient vers des sédiments plus fins s'établit, pouvant aller jusqu'aux vases dans l'embouchure de la Seine.

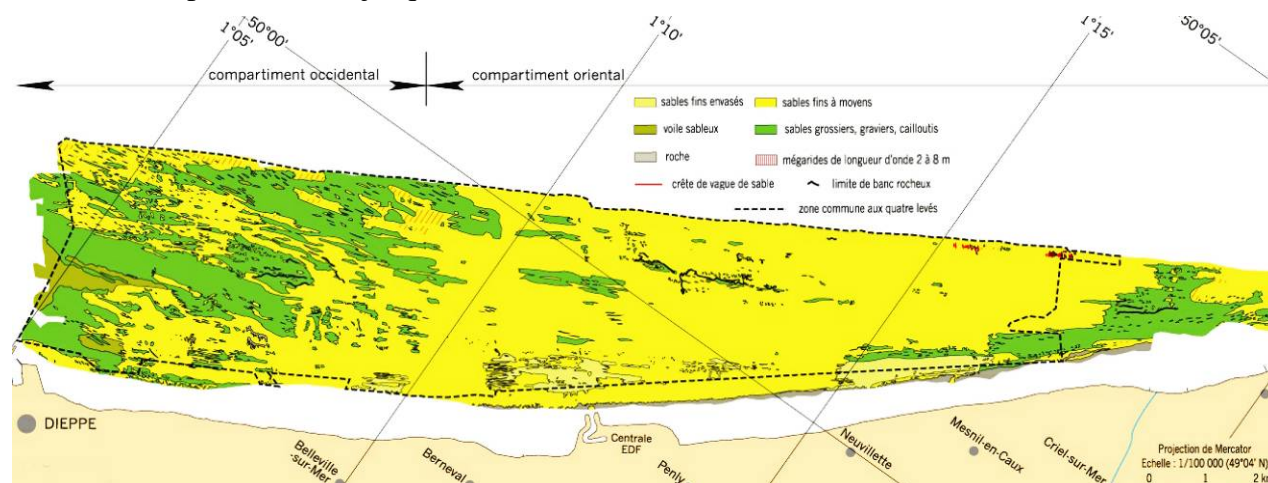


Figure 1.3 : Caractéristiques des sédiments marins autour du CNPE de Penly (Drévès *et al.* 2002)

Tous les quatre ans depuis 1988 une étude dédiée au benthos et aux sédiments marins est réalisée sur la zone proche du CNPE de Penly. Depuis la dernière campagne réalisée lors de l'été 2008 (Bencaux), les prospections morphosédimentaires sont programmées tous les six ans (décision ASN n°2008-DC-089). L'évolution des fonds et des peuplements benthiques est alors décrite dans un rapport adressé à EDF (Drévès *et al.*, 1995 ; Drévès *et al.*, 1997; De La Torre, 2001; Drévès *et al.*, 2002; Augris *et al.*, 2004).

#### 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 (figure 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.



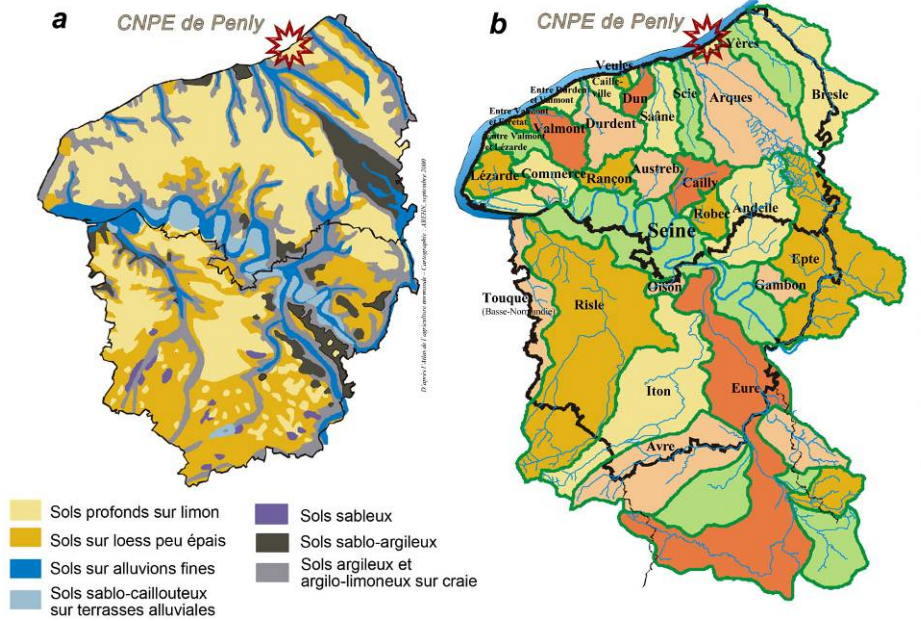


Figure 1.4 : Nature du sol (a) et fleuves et bassins versants (b) de la région Haute-Normandie

## 1.5. Hydrographie marine

### Marées

La marée est de type semi-diurne. À Dieppe, ses caractéristiques sont les suivantes :

Type de marée	Coefficient	Hauteur d'eau (m)
Vive-eau moyenne	95	8,50
Marée moyenne	70	4,94
Morte-eau moyenne	45	4,90

Tableau 1.1 : Caractéristiques de marées à Dieppe

### 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. 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 a lieu environ 4h30 et 1h30 avant la pleine mer de Dieppe. 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 Dieppe, la vitesse du courant en vives-eaux peut atteindre 1,9 nœuds pendant le flot et 1,6 nœuds pendant le jusant (figure 1.5).

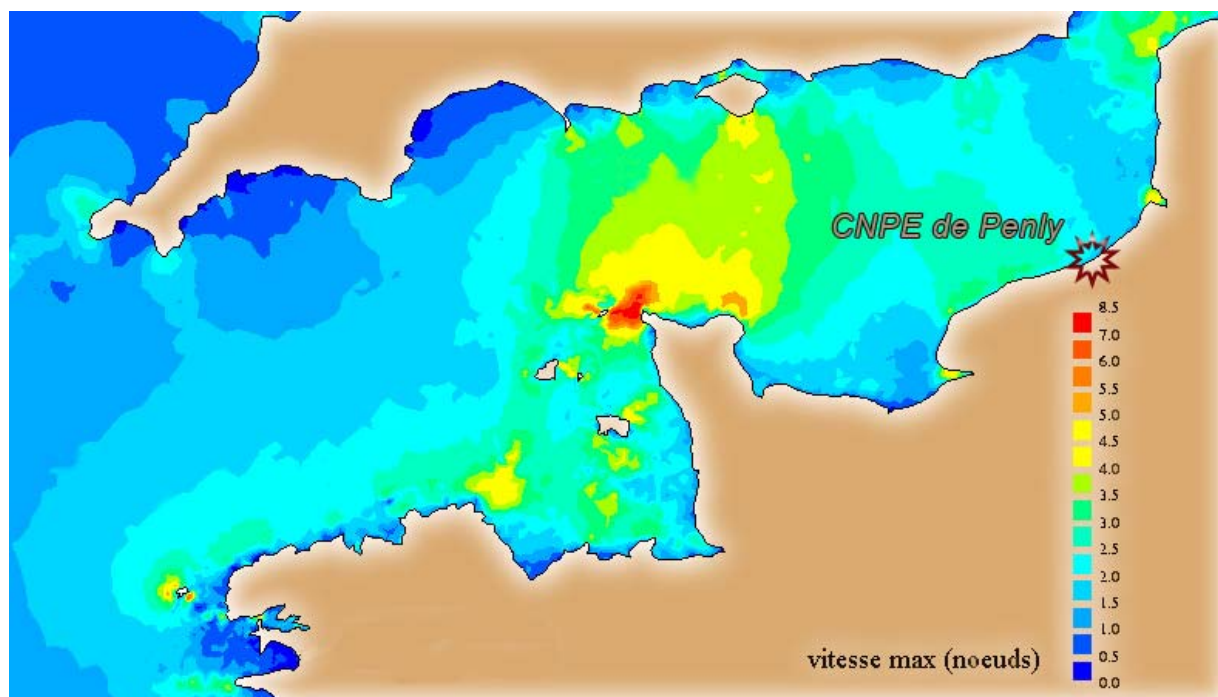


Figure 1.5 : Vitesse de courants de marée maximal en Manche (Source SHOM)

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 peut créer un courant portant à l'est tandis qu'une période de vent de nord-est peut créer un courant portant au sud-ouest. Ces courants de dérive dus au vent peuvent atteindre 2 à 5 % de la vitesse du vent.

Une des principales caractéristiques dégagée des études précédant l'installation de la centrale était d'avoir mis en évidence l'influence des eaux provenant de la baie de Seine. Si cette influence est certaine par l'action du *fleuve côtier*, elle peut cependant être irrégulière (Brylinski *et al.*, 1991).

## Apports telluriques

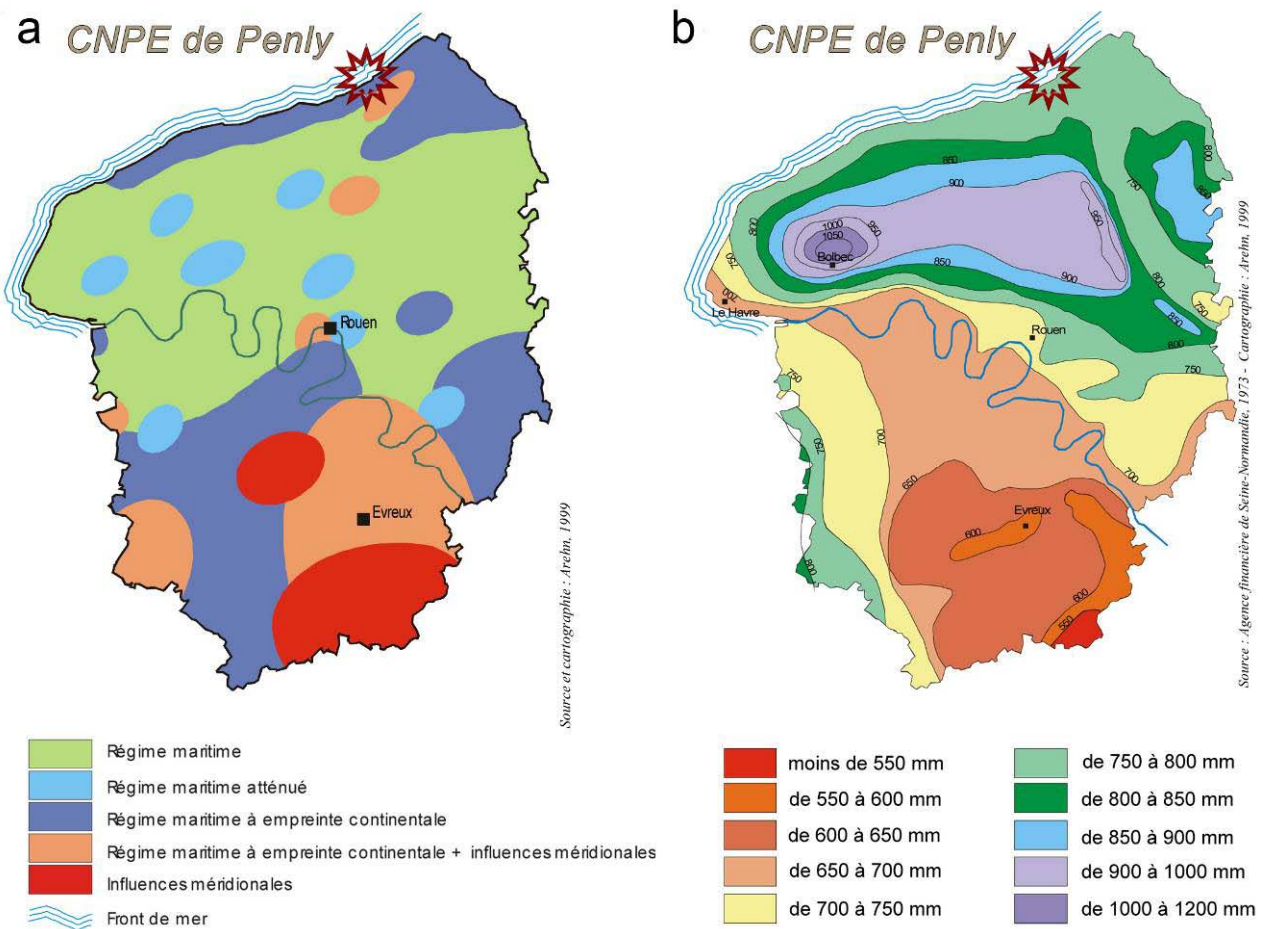
La figure 1.4 présente le réseau hydrologique de la Seine-Maritime. A l'ouest de Penly se trouvent l'Arques et la Saâne, qui sont fleuves côtiers moyens de fort débit irrégulier. Les apports telluriques à l'est du site du CNPE sont constitués par l'Yères et la Bresles. Les apports d'eau douce au niveau de Dieppe peuvent être importants et peuvent potentiellement engendrer des pollutions anthropiques provenant soit du port soit de la station d'épuration de la ville de Dieppe.

## 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 marquée 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 que se trouve le CNPE de Penly. L'amplitude thermique est plus importante qu'ailleurs : hivers plus froids et étés plus chauds,
- L'influence méridionale : remontant du sud-est de l'Eure jusqu'à Rouen.

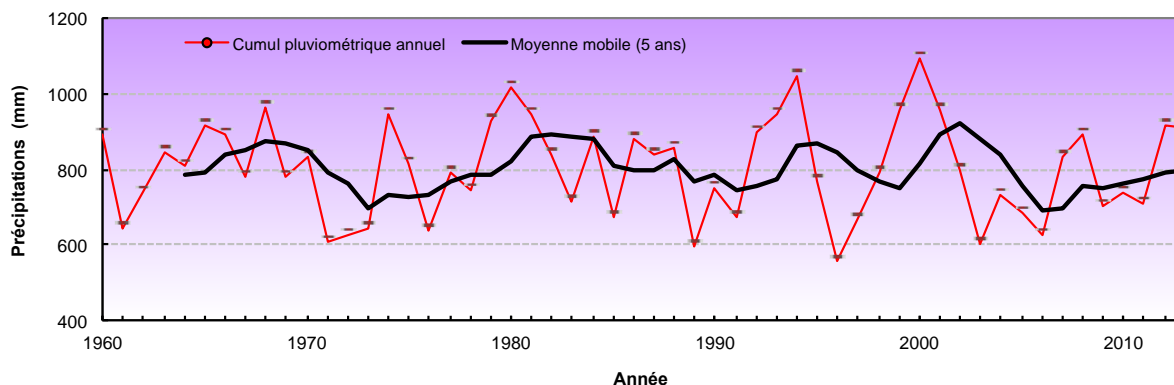


**Figure 1.6 : Situation climatologique (a) et pluviométrie moyenne annuelle (b) de la région Haute-Normandie sur 30 ans**

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.

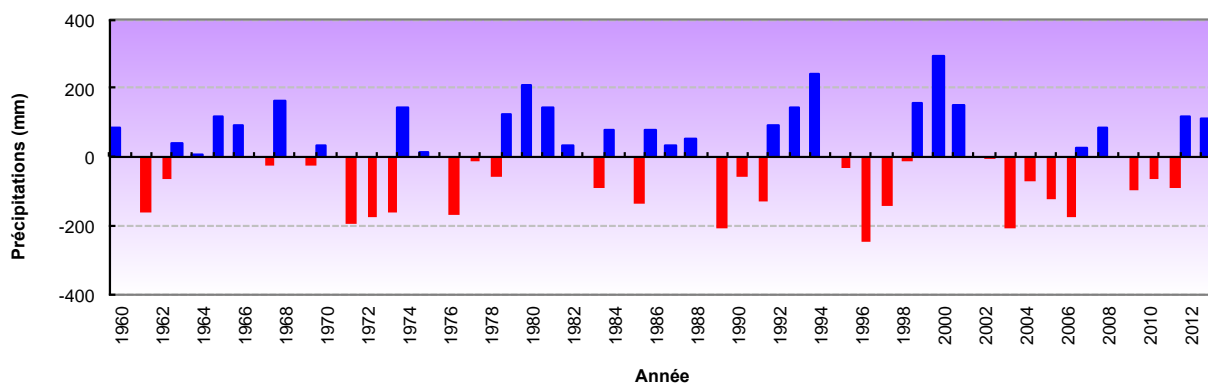
### 1.6.2. Pluviométrie

A Dieppe depuis 1960, 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 2013 est de 912 mm. A titre comparatif, le niveau des pluies cumulées pour la même période était en 2012 de 916 mm et en 2011 de 708 mm.



**Figure 1.7 : Précipitations moyennes annuelles à Dieppe depuis 1960 et moyenne mobile sur cinq ans**

La moyenne de précipitations annuelles entre 1960 et 2013 est de 800,3 mm. Sur la dernière décennie, l'écart des valeurs annuelles à cette moyenne montre que la période 1999-2001 a été excédentaire. De 2002 à 2006 ce bilan est déficitaire, et ce n'est qu'à partir de 2007 et 2008 qu'il redevient positif (figure 1.8). Depuis 2009, le bilan est à nouveau déficitaire jusqu'en 2011. En 2013 l'excédent pluviométrique par rapport à la moyenne a été d'environ 112 mm par rapport à la moyenne (figure 1.8).



**Figure 1.8 : Écarts annuels de pluie à la moyenne depuis 1960**

Le découpage des précipitations par périodes quinquennales présente une alternance des cycles qui oscillent autour de la moyenne, suivi d'une décroissance générale des valeurs depuis 1980 (figure 1.9).



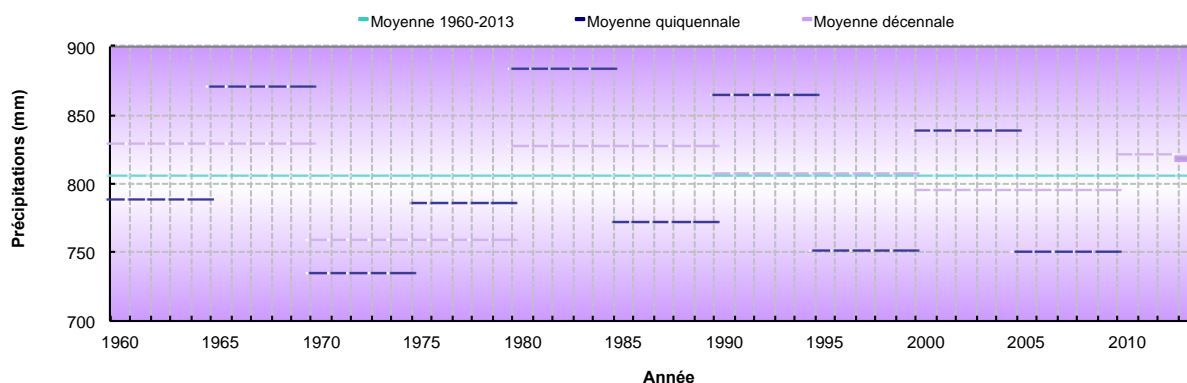


Figure 1.9 : Valeurs moyennes de précipitations à Dieppe par période quinquennale (trait bleu) et décennale (trait mauve). Le trait vert représente la moyenne sur la période 1960-2013

La figure 1.10 présente les hauteurs de précipitations mensuelles en 2013 la moyenne interannuelle ainsi que les minima et maxima pour la période 1960-2012. Par rapport à la moyenne pluriannuelle, les cumuls pluviométriques moyens mensuels lors de l'année 2013 sont proches des valeurs moyennes en février, mars, juillet et août, déficitaires en janvier (-33 mm), en avril (-31 mm) ainsi qu'en juin (-39 mm) et au contraire excédentaires aux mois de mai (+35 mm) et d'août (+44 mm). La fin d'année 2013 est marquée par des précipitations excédentaires pour les mois d'octobre, novembre et décembre.

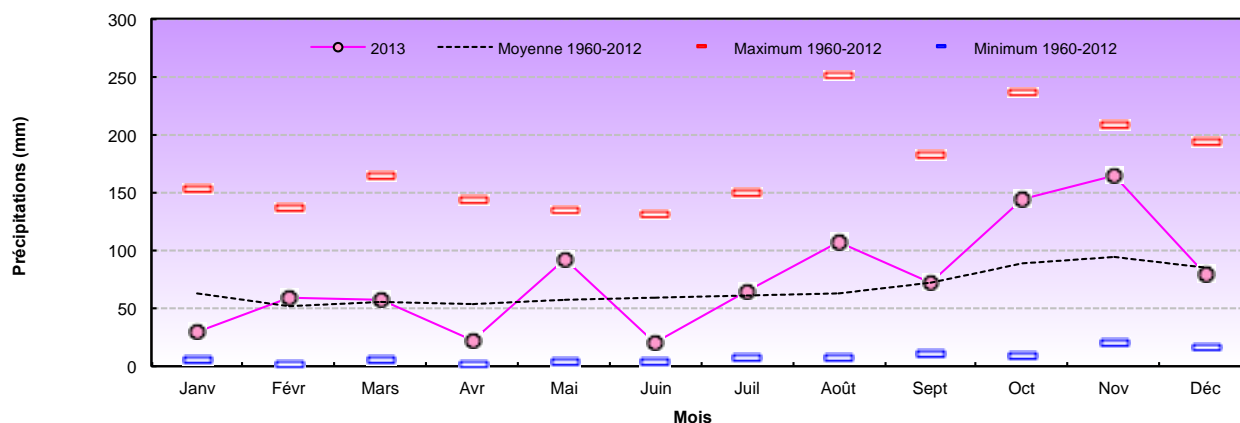


Figure 1.10 : Hauteur de précipitations mensuelles à Dieppe en 2013 et au cours de la période 1960-2012

### 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 2013 a été de 10,6°C. A l'instar de l'année 2012 la température moyenne annuelle en 2013 est légèrement inférieure à la moyenne mobile.

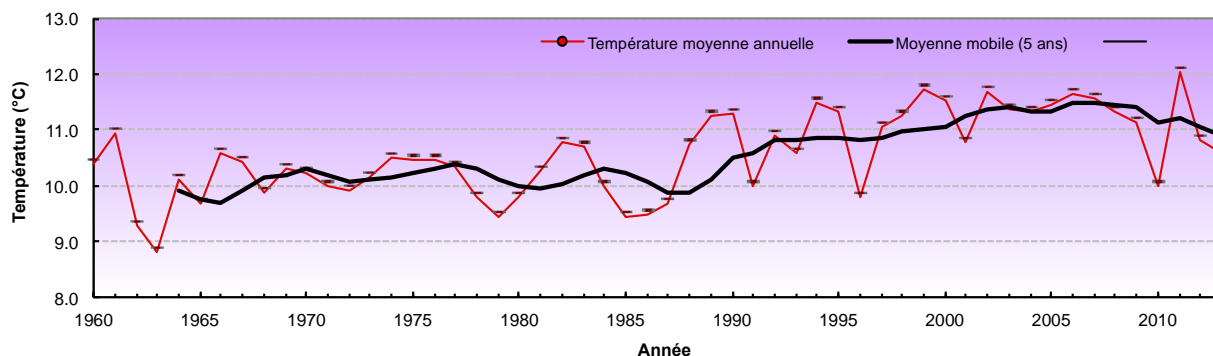


Figure 1.11 : Température moyenne annuelle à Dieppe depuis 1960 et moyenne mobile sur cinq ans

La tendance décrite précédemment est clairement mise en évidence par les écarts des valeurs annuelles à la moyenne générale de la période 1960-2012 (figure 1.12). En 2013, l'écart thermique à la moyenne est faiblement positif (+0,04 °C).

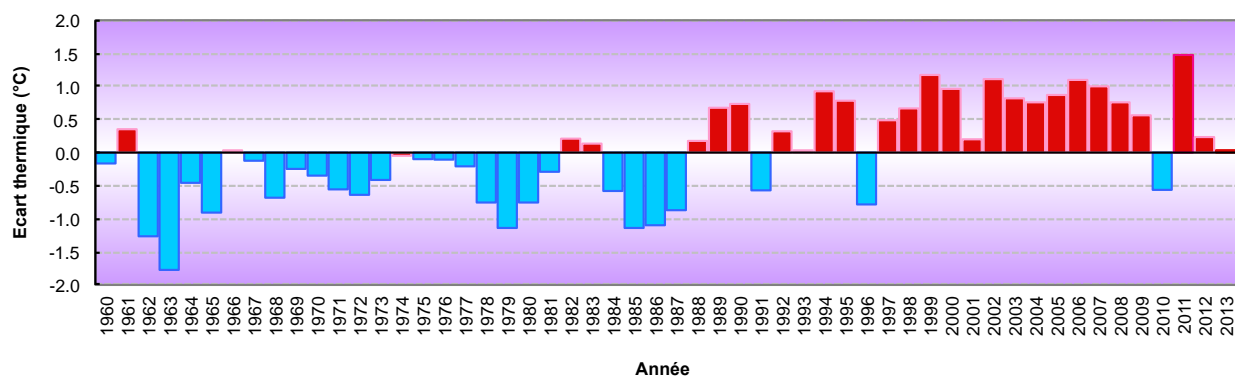


Figure 1.12 : Écarts annuel de température à la moyenne 1960-2013

L'évolution des découpages en périodes quinquennales ou décennales met en évidence l'augmentation 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 1960-2013. Sur la période 2010-2013, l'écart de température à la moyenne reste positif (+0.5°C) mais moins marqué que sur la période 2000-2010 (+0.9°C).

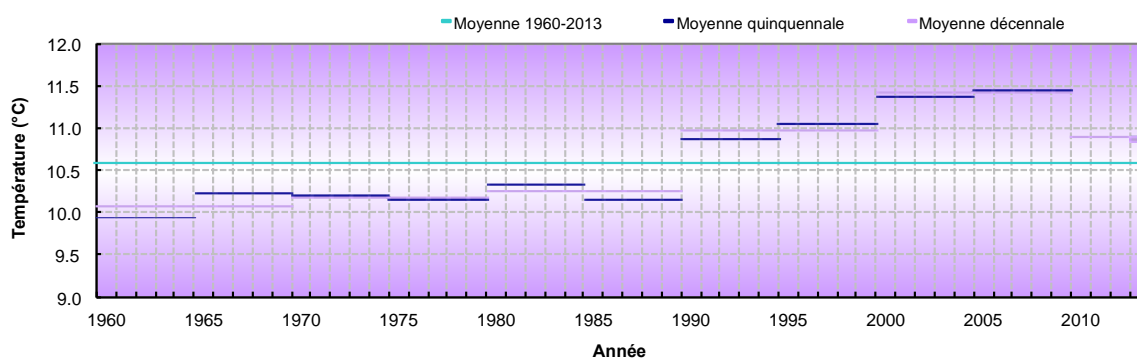


Figure 1.13 : Valeurs moyennes de température de l'air à Dieppe par période quinquennale (trait bleu) et décennale (trait mauve). Le trait vert représente la température moyenne de la période 1960-2013

En 2013, l'année a été caractérisée par des températures très proches de la moyenne établie sur la période 1960-2012 lors des mois de janvier, avril, juin, septembre et novembre. Les températures ont été inférieures aux valeurs moyennes lors des mois de février (-1,5°C), mars (-2,3°C) et mai (-1,5°C) et supérieures aux moyennes lors des mois de juillet (+1,6°C), août (+1°C), octobre (+1,8°C) et décembre (+1,1°C) (figure 1.14).

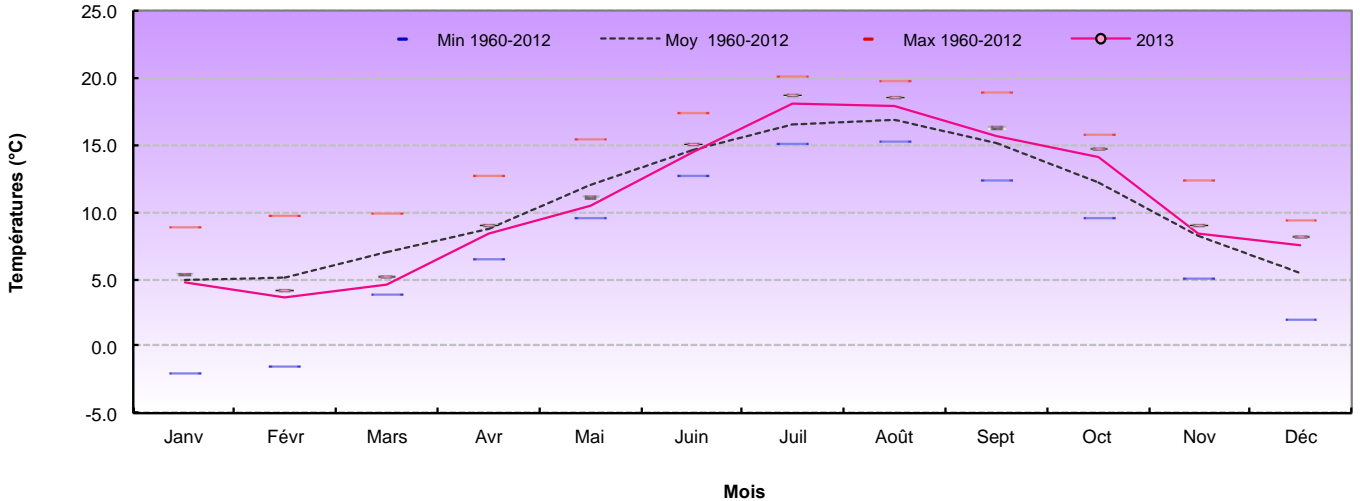


Figure 1.14 : Température moyenne mensuelle de l'air à Dieppe en 2013 et au cours de la période 1960-2012

#### 1.6.4. Débits de la Seine et de la Béthune

L'évolution des valeurs mensuelles moyennes de débits de la Seine au cours de l'année 2013 fait apparaître des valeurs nettement supérieures à la normale, entre les mois de janvier et d'août, avec par rapport à la moyenne établie sur la période 1941-1942, des débits excédentaires de 536 m<sup>3</sup>/s en février, de 618 m<sup>3</sup>/s en mai et de 435 m<sup>3</sup>/s en juin (figure 1.15a).

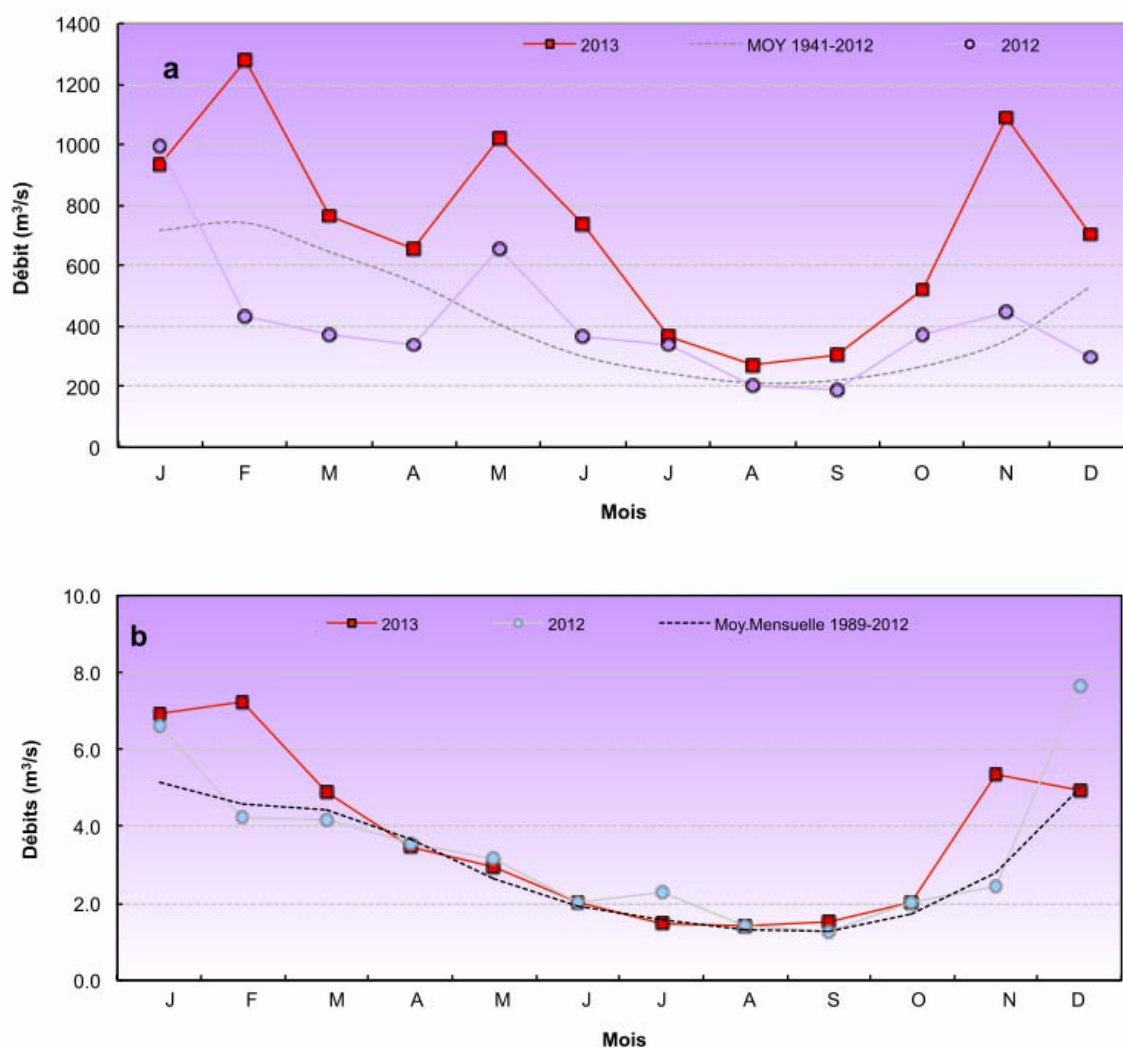


Figure 1.15 : Débit mensuel moyen de : a) Seine (à Vernon) en 2012 et 2013 et moyenne de la période 1941-2012, b) Bétune en 2012 et 2013 et moyenne de la période 1989-2012

Bien que largement inférieur, le débit de la Bétune suit des variations relativement similaires à celui de la Seine (figure 1.15b). En 2013, le débit de la Bétune, qui est près de 100 fois inférieur à celui de la Seine, a été nettement supérieur à la moyenne établie sur la période 1989-2012 en janvier (+1,8 m<sup>3</sup>/s) ainsi qu'en février (+2,7 m<sup>3</sup>/s), légèrement excédentaire en mars (+0,4 m<sup>3</sup>/s), et pratiquement identique à la moyenne entre les mois d'avril et de septembre.

## 1.7. Température de l'eau de mer

Le CNPE de Penly, situé au nord de la ville de Dieppe, produit de l'énergie électronucléaire à l'aide de deux tranches de 1 300 MW chacune. L'eau de mer pompée dans le canal d'amenée permet par le biais d'un circuit de refroidissement indépendant de condenser la vapeur créée par les générateurs de vapeur. Les rejets en mer sont réalisés par 2 galeries sous-marines d'environ 1,2 km de long, se terminant par un diffuseur.

En dehors des courts arrêts (1- 4 jours), un arrêt a eu lieu début mai pour la tranche 2 et de mi-mai à début juillet pour la tranche 1 (figure 1.16).

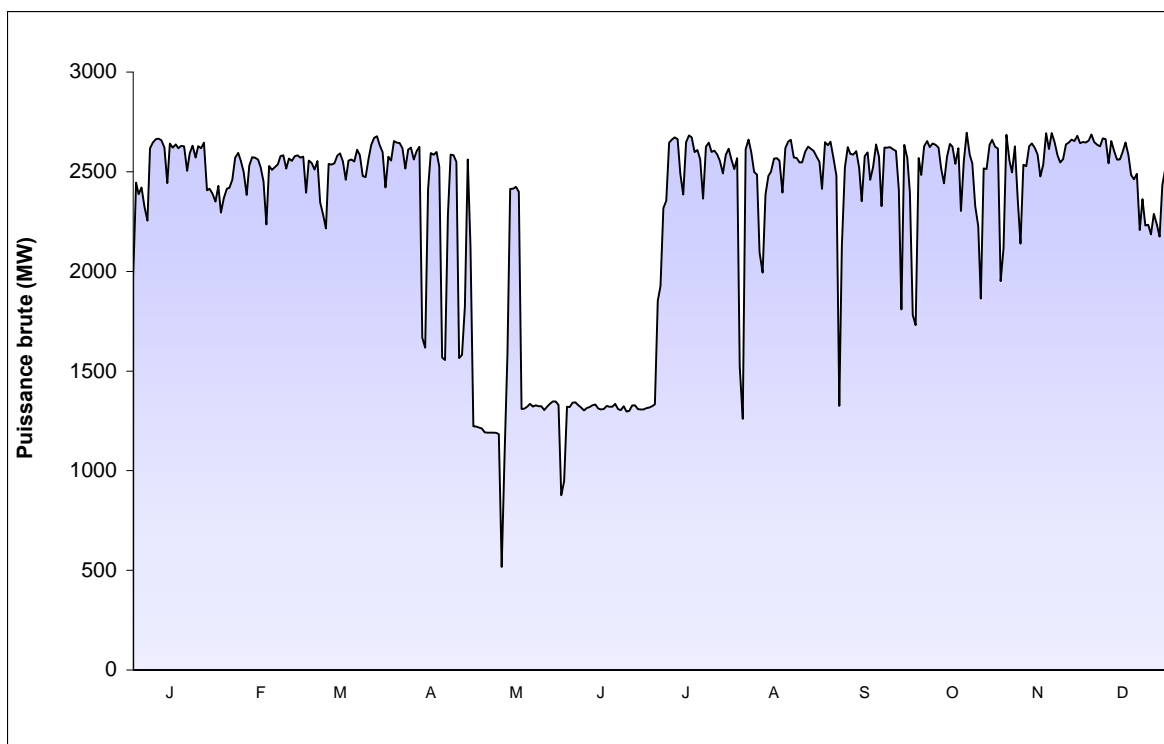


Figure 1.16 : Puissance brute des deux tranches du CNPE de Penly au cours de l'année 2013

La figure 1.17 présente la température journalière enregistrée dans la partie du circuit de refroidissement des installations situé dans la salle des machines (entrée condenseur), comparée à la moyenne des températures journalières enregistrées depuis 1991. Les températures maximales et minimales sont présentées par un trait rouge et bleu respectivement pour la période 1991-2012.

Légèrement supérieure à la moyenne jusqu'en février, la température de l'eau dans le canal devient nettement inférieure à la moyenne à partir du mois de mars et cette tendance est observée jusqu'à la fin du mois de juillet 2013. Au cours de la période estivale, la température relevée sur le point canal est restée proche de la moyenne interannuelle.

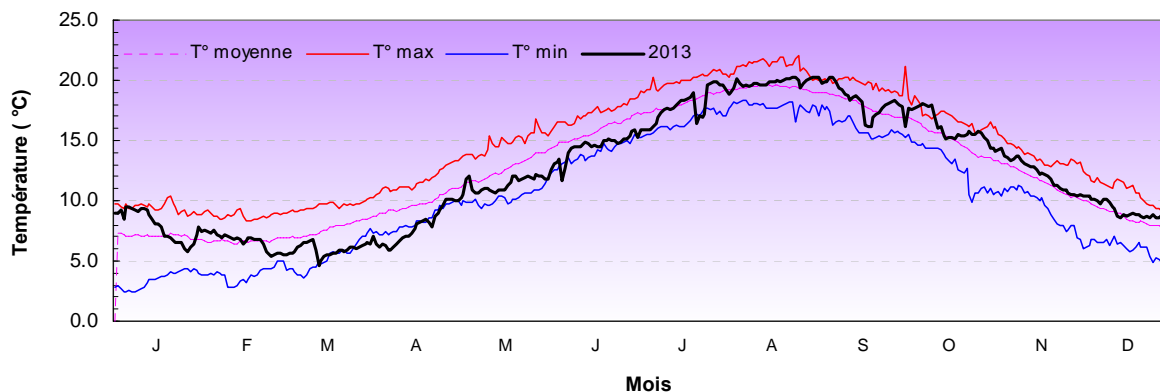
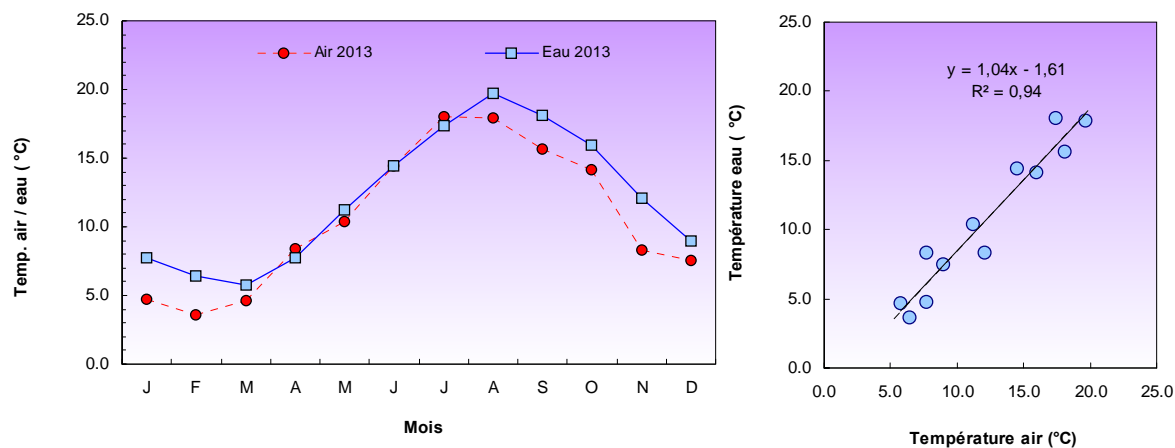


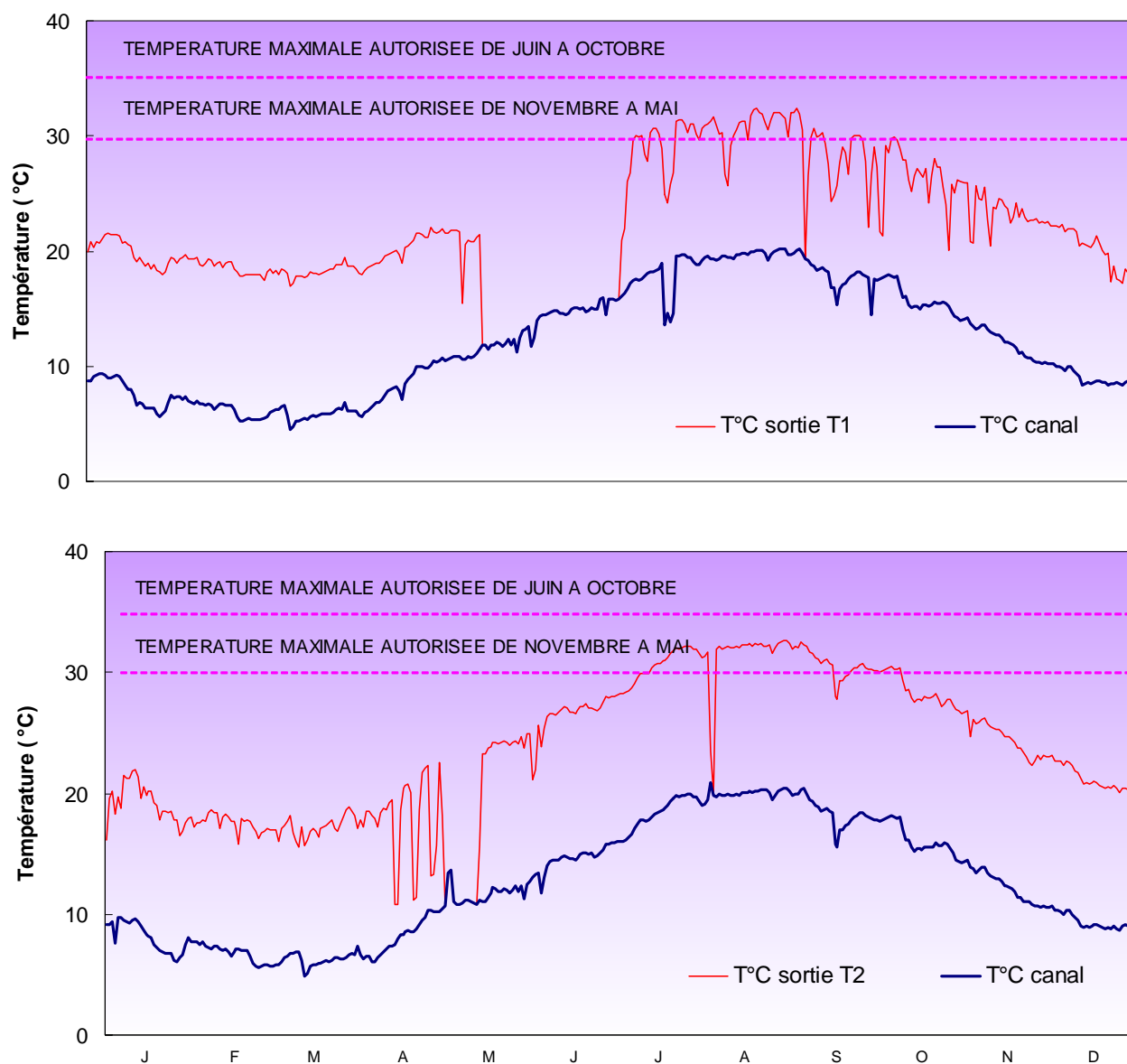
Figure 1.17 : Évolution de la température journalière de l'eau de mer dans le canal d'amenée du CNPE de Penly au cours de l'année 2013 et moyenne journalière sur la période 1991-2012

Les valeurs des températures de l'air mesurées à Dieppe (fournies par Météo France pour l'année 2013) et celles de l'eau de mer fournies par EDF présentent des variations similaires. Il existe d'ailleurs une corrélation linéaire significative ( $n=12$  ;  $r^2=0,9$  ;  $p<0,005$ ) entre la température de l'air et celle de la colonne d'eau (figure 1.18).



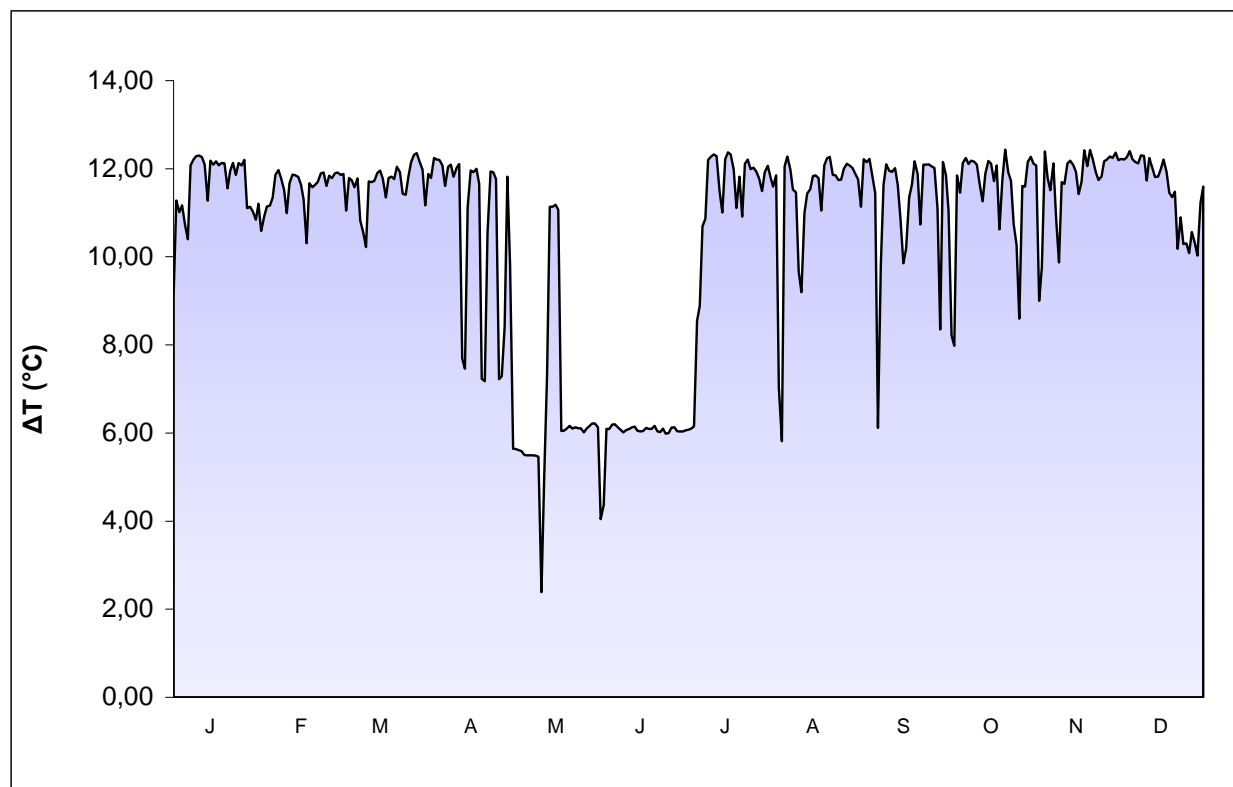
**Figure 1.18 : Évolution des températures moyennes mensuelles de l'air à Dieppe et de l'eau de mer au niveau des condenseurs en 2013 au CNPE de Penly**

Le passage de l'eau du canal d'amenée dans le circuit secondaire des condenseurs génère une augmentation de la température de cette eau, qui est ensuite évacuée dans la canalisation de rejet. L'augmentation de la température à la sortie de chaque condenseur est présentée dans la figure 1.19. Chaque descente du trait mauve 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 1.19 : Températures journalières de l'eau de mer à l'entrée du canal d'amenée et à la sortie des condenseurs pour chacune des deux tranches du CNPE de Penly en 2013**

L'écart de température journalier moyen entre la sortie de chaque condenseur et l'eau du canal d'amenée est présentée sur la figure 1.20. Les variations de cet écart thermique sont similaires à celles de la puissance brute produite (figure 1.16).



**Figure 1.20 : Écarts journaliers moyens de température entre la sortie des deux condenseurs et les canaux d'amenée au cours de l'année 2013**

En 2013, le procédé d'anti-salissure par électrochloration a fonctionné, pour les tranches 1 et 2 à partir du mois d'avril. Comme l'indique le tableau 1.2 ci-dessous, 852 tonnes de chlore ont été injectées dans les circuits de refroidissement en 2013. Cela représente en moyenne 126 tonnes de chlore entre juin et novembre avec un maximum de 75 tonnes au niveau de la tranche 1 au mois de juillet.

	Tranche 1	Tranche 2	Total
janvier	0	0	0
février	0	0	0
mars	0	0	0
avril	0	0	0
mai	29,9	58,9	88,8
juin	26,7	73,8	100,5
juillet	75,7	72,4	148,2
août	70,5	64,3	134,8
septembre	64,7	62,2	126,9
octobre	58,2	61,7	119,9
novembre	68,3	60,7	129,0
décembre	1,1	3,2	4,3
<b>Total</b>	<b>395,2</b>	<b>457,2</b>	<b>852,4</b>

**Tableau 1.2 : Tonnage mensuel de chlore injecté par électrochloration dans le circuit d'eau de refroidissement du CNPE de Penly au cours de l'année 2013**



## 1.8. Travaux réalisés par l'Ifremer

La liste de l'ensemble de travaux réalisés pour la surveillance écologique et halieutique en 2013 est présentée dans le tableau 1.2. La position géographique des points de prélèvement est présentée dans le chapitre matériel et méthodes de chaque compartiment étudié.

Volet / Chapitre	Paramètre	NOMBRE D'ECHANTILLONS PAR CAMPAGNE				Dates de mission
		Canal amenée	Rejet	Contrôle	Référence	
		49°58'86N 1°12'22E	49°59'12N 1°11'86E	49°59'97N 1°11'02E	49°58'05N 0°59'99E	
1. SURVEILLANCE ÉCOLOGIQUE	Température Salinité NH <sub>4</sub> , NO <sub>3</sub> , NO <sub>2</sub> , PO <sub>4</sub> , SiOH MES	1	1	1	1	
1.1. Domaine pélagique						
1.1.1. Hydrologie	Tribromométhane					20 / 3
	Dibromomonochloro-méthane					12 / 6
	Dichloromonobromo-méthane	1	1	1	1	13 / 9
	Trichlorométhane					
	Hydrazine, Ethanolamine	1	1	1	1	
	Chlorophylle et phaeopigments	1	1	1	1	20 / 3
1.1.2. Phytoplancton	Production primaire potentielle	3	3	3	3	12 / 6
	Détermination et comptage	1	1	1	1	13 / 9
	Poids sec, carbone, azote	1 WP2 filtré	1 WP2 filtré	1 WP2 filtré	1 WP2 filtré	20 / 3
1.1.3. Zooplancton	Densité des organismes holo et méro planctoniques	et congelé 1 WP2 formolé	et congelé 1 WP2 formolé	et congelé 1 WP2 formolé	et congelé 1 WP2 formolé	12 / 6 13 / 9
	Dénomb. des germes totaux *	2	2	2	2	20 / 3
1.1.4. Microbiologie	Dénomb. des germes revivifiables	2	2	2	2	12 / 6
	Ident. vibrions halophiles	2	2	2	2	13 / 9
2. SURVEILLANCE HALIEUTIQUE	Température - Salinité					9 / 4
2.1. Hydrologie et Ichtyoplancton	oeufs et larves de sole, limande, sprat et sardine	2 Echantillons bongo	2 Echantillons bongo	2 Echantillons bongo	-	3 / 5 17 / 5 3 / 6
2.2 Macrofaune Halieutique	- sole, plie, limande - autres espèces (crevette grise, merlan, tacaud) -Température - Salinité	- 34 traits de 15 min. au chalut perche 3 m entre la baie d'Authie et Dieppe - 16 traits de 7 min. au chalut perche 2 m à l'intérieur de la baie de Somme				26 / 8 27 / 8 28 / 8 29 / 8

\* un réplicat sur les germes totaux a été réalisé sur l'ensemble des stations pour la campagne automnale

Tableau 1.3 : Récapitulatif des travaux réalisés au cours de l'année 2013 pour la surveillance écologique du CNPE de Penly

## 2. Le domaine pélagique

### 2.1 Chapitre hydrologie

<i>Rapport</i>	Emilie Rabiller (LERN)
<i>Prélèvements et mesures in situ</i>	Sylvaine Françoise (LERN), Frank Maheux (LERN), Olivier Pierre-Duplessix (LERN), Benjamin Simon (LERN), Emilie Rabiller (LERN) Mathilde Schapira (LERN) Laure Lamort (LERN)
<i>Analyses de sels nutritifs</i>	Olivier Pierre-Duplessix (LERN), Emilie Rabiller (LERN)
<i>Analyses de matière en suspension</i>	Emilie Rabiller (LERN) Sylvaine Françoise (LERN)
<i>Traitement statistique des résultats</i>	Antoine Baehr (LERN)

*Analyses chimiques complémentaires réalisées par*

Laboratoire départemental et régional de Biologie et d'Hygiène Franck Duncombe de Caen

Laboratoire Eurofins de Bordeaux



## 2.1. Hydrologie

### 2.1.1. Méthode

#### 2.1.1.1. Prélèvements et mesures *in situ*

Conformément à la stratégie mise en place pour le site de Penly, les travaux de surveillance ont été réalisés autour de la pleine mer et par coefficients de mortes eaux les 20 mars, 12 juin et 13 septembre 2013 à bord du navire océanographique *NO DELPHY* de l'IFREMER.

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

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

Tous les points ont été échantillonnés en surface.



Figure 2.1 : Situation géographique du CNPE et localisation des points de prélèvements

Deux groupes de paramètres hydrologiques suivis se distinguent : les paramètres physicochimiques et les paramètres chimiques.

Les paramètres physicochimiques mesurés sont la température, la turbidité, la salinité, les matières en suspension et les sels nutritifs (nitrate, nitrite, ammonium, phosphate et silicate). Les techniques

appliquées à l'échantillonnage de ces différents paramètres sont présentées dans Hydrologie des écosystèmes marins, paramètres et analyses (Aminot et Kérouel, 2004). Les mesures de température et la salinité sont effectuées *in situ* au moyen de sondes multi-paramètres YSI 6600EDS-M ou 600QS.

Les paramètres chimiques sont les trihalométhanes (les bromoformes en particulier), l'hydrazine et l'éthanolamine ; ils ont été prélevés selon les prescriptions des laboratoires en charge des analyses que sont, respectivement, Frank Duncombe (Caen) et EUROFINS (Bordeaux).

#### 2.1.1.2. Analyses

La méthode d'analyse des matières en suspension (MES), traités au LER/N-IFREMER, est présentée dans l'ouvrage intitulé « Hydrologie des écosystèmes marins, paramètres et analyses » d'Aminot et Kérouel (2004). Les méthodes d'analyse des différents sels nutritifs, dosés au LER/N-IFREMER par un autoanalyseur à flux continu, sont décrites dans l'ouvrage « Dosage automatique des nutriments dans les eaux marines » d'Aminot et Kerouel (2007). Le dosage des nutriments dans les eaux salines et saumâtres fait partie de la portée d'accréditation du Laboratoire IFREMER Environnement Ressource de Normandie depuis le 15 juin 2011 (section Essais, accréditation n° 1-2048, portée disponible sur le site [www.cofrac.fr](http://www.cofrac.fr)).

Le paramètre bromoforme (BromoF) est analysé selon la norme NF EN ISO 10301 par le laboratoire Frank Duncombe du conseil général du Calvados. Les paramètres hydrazine (Hydraz) et éthanolamine (Ethanola) sont analysés en méthode interne par chromatographie liquide haute performance (CLHP) au laboratoire Eurofins de Bordeaux.

Les précisions des différentes méthodes de mesures et d'analyses sont présentées dans le tableau 2.1 ci-après :

	Temp. (°C)	Salinité	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (µM)	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (µM)	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (µM)	P0 <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (µM)	Si(OH) <sub>4</sub> (µM)	MES (mg L <sup>-1</sup> )	BromoF. (µg/L)	Hydraz. (mg/L)	Ethanola. (mg/L)
<b>Incertitudes</b>	± 0,01	± 0,01	3%	4,8%	10,1%	6,4%	0,7%	± 0,1	NC	± 30%	± 30%
<b>Limite de quantification</b>	0,01	0,1	0,1	0,02	0,1	0,05	0,2	0,01	1	0,1	0,1

NC : Non Communiqué

Tableau 2.1 : Incertitude et limite de quantification des mesures

#### 2.1.1.3. Présentation graphique des résultats

Les résultats des campagnes hydrologiques sont présentés sous forme de courbes, d'histogrammes et de "boîtes à moustaches". Les courbes illustrent les valeurs obtenues lors de l'année 2013, avec leur variabilité saisonnière et spatiale. Les histogrammes et les boîtes à moustaches présentent l'ensemble des données acquises depuis 1989. Pour chaque paramètre et pour chaque point, les histogrammes sont groupés par campagne (printemps, été ou automne). Les résultats 2013 sont présentés avec une couleur différente par rapport aux années précédentes. L'utilisation de la médiane dans les boîtes à moustaches permet de minimiser l'influence des valeurs extrêmes par rapport à la moyenne.

#### 2.1.1.4. Traitement statistique des données

Un traitement statistique a été réalisé sur l'ensemble des paramètres étudiés entre 1989 et 2013. Il permet de comparer les données enregistrées aux points *référence*, *contrôle*, *rejet* et *canal* et ainsi de mettre en évidence d'éventuelles différences significatives entre chacun de ces points à 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, le test de Student est utilisé pour des échantillons

appariés. Dans le cas contraire (distribution non normale), la comparaison des données est réalisée grâce au 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 %.

### 2.1.2. Résultats des mesures de la surveillance hydrologique pour l'année 2013

Les résultats acquis au cours des différentes campagnes de surveillance pour l'année 2013 sur le site de Penly sont présentés dans le tableau 2.2 ci-dessous. Les LQ sont définies dans le tableau 2.1.

	<i>Canal</i>	<i>Référence</i>	<i>Rejet</i>	<i>Contrôle</i>
<i>Température (°C)</i>	5,63	5,34	8,3	5,51
<i>Salinité</i>	33,3	33,6	33,3	33,5
<i>MES (mg/L)</i>	56,0	27,7	32,9	30
<i>Nitrate (µM)</i>	9,56	11,0	9,47	8,20
<i>Nitrite (µM)</i>	0,160	0,150	0,160	0,150
<i>Ammonium (µM)</i>	0,440	0,350	0,330	0,262
<i>Phosphate (µM)</i>	0,070	0,080	0,060	<0,05
<i>Silicate (µM)</i>	0,530	0,200	0,460	0,370
<i>Bromoforme (µg L<sup>-1</sup>)</i>	<1	<1	<1	<1
<i>Hydrazine (mg L<sup>-1</sup>)</i>	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
<b>20-MARS</b> <i>Ethanolamine (mg L<sup>-1</sup>)</i>	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
<i>Température (°C)</i>	14,6	13,0	16,9	13,7
<i>Salinité</i>	33,6	34,1	33,7	33,9
<i>MES (mg/L)</i>	18,1	12,1	8,30	11,4
<i>Nitrate (µM)</i>	12,9	9,94	11,8	10,8
<i>Nitrite (µM)</i>	0,260	0,160	0,220	0,190
<i>Ammonium (µM)</i>	0,994	0,333	0,555	0,328
<i>Phosphate (µM)</i>	0,120	0,060	0,060	<0,05
<i>Silicate (µM)</i>	7,75	3,01	6,30	4,78
<i>Bromoforme (µg L<sup>-1</sup>)</i>	<1	<1	4,2	<1
<i>Hydrazine (mg L<sup>-1</sup>)</i>	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
<b>12-JUIN</b> <i>Ethanolamine (mg L<sup>-1</sup>)</i>	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
<i>Température (°C)</i>	18,59	18,27	22,6	18,55
<i>Salinité</i>	34,1	34,7	34,5	34,5
<i>MES (mg/L)</i>	26,7	5,28	20,5	7,77
<i>Nitrate (µM)</i>	7,926	8,386	7,51	5,845
<i>Nitrite (µM)</i>	0,354	0,234	0,31	0,245
<i>Ammonium (µM)</i>	2,97	0,808	2,32	1,15
<i>Phosphate (µM)</i>	0,356	0,232	0,345	0,179
<i>Silicate (µM)</i>	13,1	10,5	12,2	9,17
<i>Bromoforme (µg L<sup>-1</sup>)</i>	1,4	<1	4,6	<1
<i>Hydrazine (mg L<sup>-1</sup>)</i>	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
<b>13-SEPT</b> <i>Ethanolamine (mg L<sup>-1</sup>)</i>	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1

Tableau 2.2 : Récapitulatif des résultats de surveillance pour l'année 2013 (<LQ)

### 2.1.2.1. Température

#### 2.1.2.1.a Variations spatiales et saisonnières de la température en 2013

Au cours des campagnes de surveillance 2013, la température de l'eau de mer a varié de 5,63 à 18,59°C au point *canal*, de 8,3 à 22,6°C au point *rejet*, de 5,51 à 18,55°C au point *contrôle* et de 5,34 à 18,27°C au point *référence* (figure 2.2).

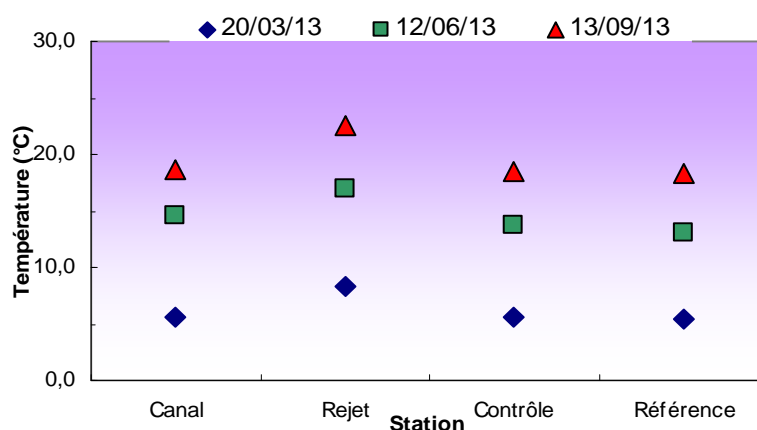


Figure 2.2 : Température de l'eau de surface en 2013

Les températures aux différents points de surveillance augmentent de mars à septembre. L'augmentation entre le printemps et l'été est deux fois plus forte (8°C) qu'entre l'été et l'automne (4°C). Au cours de chaque saison, les maxima sont toujours observés au point *rejet*. L'écart thermique annuel moyen est de 13,31°C. Il correspond à la moyenne des différences de température entre les mois de mars et septembre 2013 observés à chaque point. Il est proche de ceux observés en 2005 et 2006 (13,94 et 13,21°C). Cet écart moyen s'inscrit dans les valeurs maximales des écarts habituellement observés.

Dans des secteurs, où l'énergie dissipée par la marée ou la houle est suffisante pour limiter l'effet de stratification induit par le réchauffement en été, la colonne d'eau peut devenir homogène. La figure 2.3 présente le résultat de modélisation du 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.

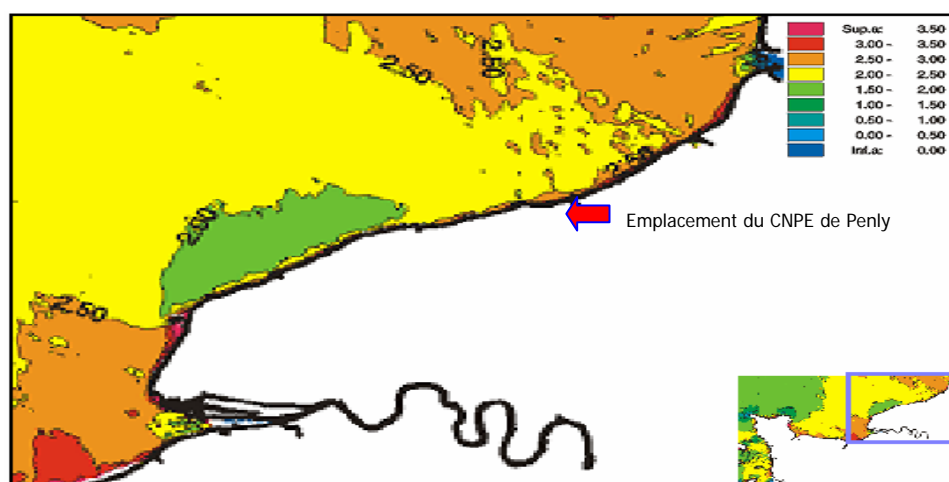


Figure 2.3 : Évolution spatiale du paramètre de stratification ( $H/u^3$ ) en Manche réalisée à l'aide du modèle hydrodynamique *Mars 2D* d'IFREMER (Lazure, *comm. pers.*)

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 montre ainsi que le CNPE est située dans une zone présentant des valeurs inférieures à 3, donc peu propice aux stratifications estivales. De très faibles différences de température entre la surface et mi-profondeur ont toujours été observées ces dernières années, confirmant l'absence de stratification dans la colonne d'eau.

2.1.2.1.β Variations inter-annuelles

La figure 2.4 présente la température de l'eau de mer relevée depuis 1989 pour chaque saison et chaque point de surveillance.

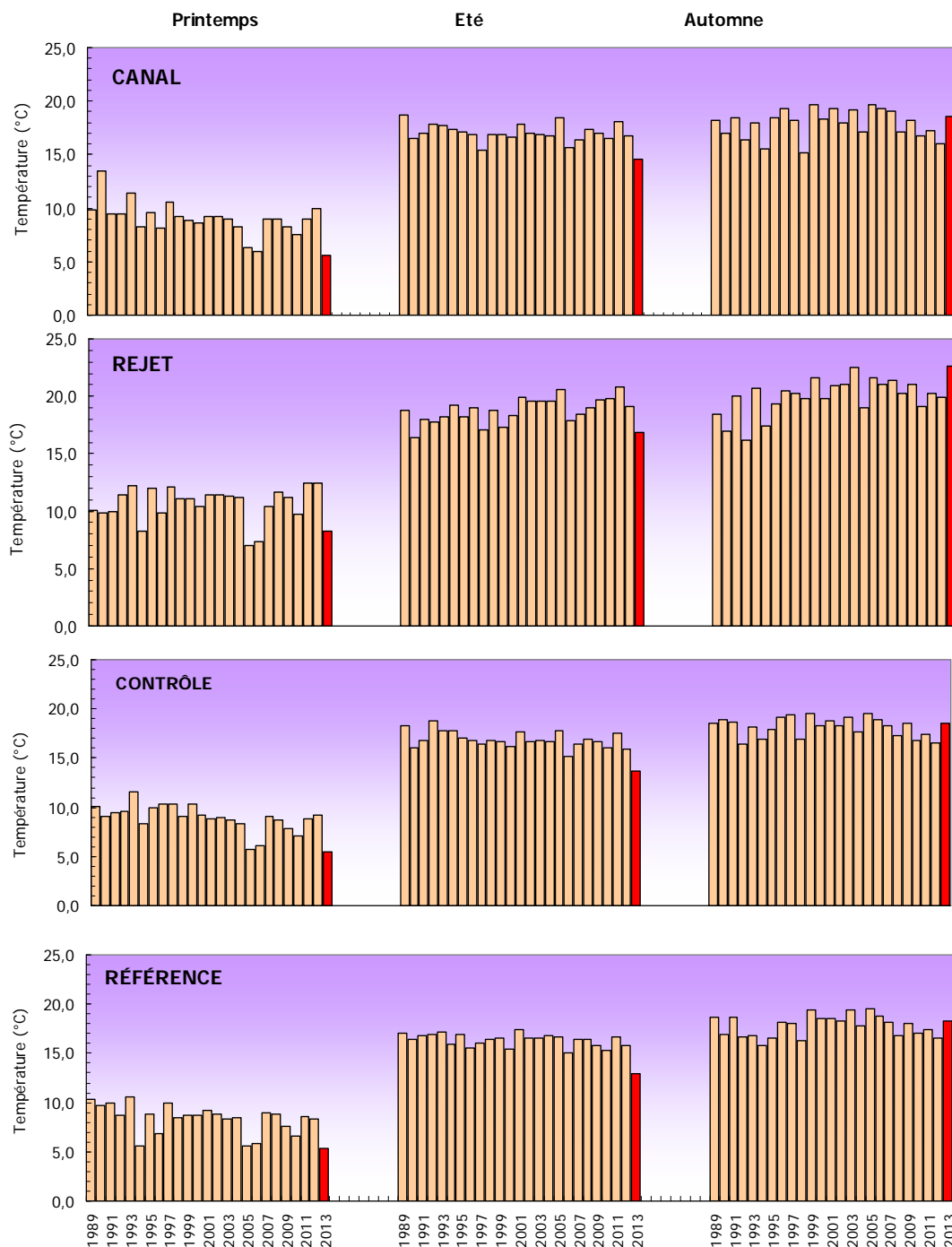
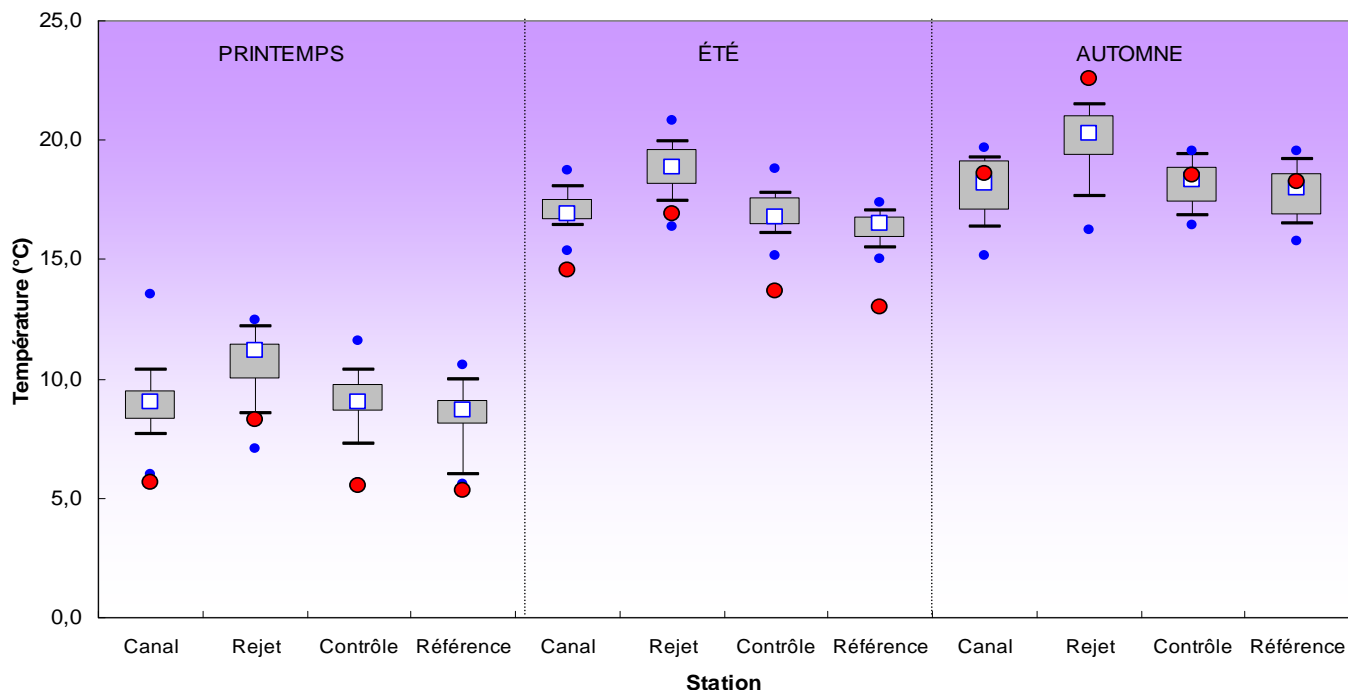


Figure 2.4 : Température de l'eau de surface pour les campagnes de 1989 à 2013 (2013 en rouge)



En 2013, les températures ont été inférieures à celles de 2012 au printemps et en été sur tous les points. Pour ces deux saisons les valeurs sont d'ailleurs dans la gamme basse des valeurs observées depuis 1989. Inversement à l'automne, les températures de 2013 ont été systématiquement supérieures à celles de l'année passée et les valeurs se situent dans la gamme haute des valeurs observées depuis 1989.

La figure 2.5 compare les distributions de températures obtenues depuis 25 ans par saison et par point.



**Figure 2.5 : Distributions de la température par saison et par station depuis 1989. 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 2013 (●)**

En 2013 sur tous les points, les températures sont inférieures ou égales aux médianes pluriannuelles, excepté pour le point *rejet* en automne. La figure 2.5 illustre bien l'année atypique qu'est 2013 au cours de laquelle de nouveaux minima, de ces 25 dernières années, sont observés aux points *canal*, *contrôle* et *référence* au printemps et en été.

Marcos et Dribault (1994) et plus récemment EDF (2010) ont modélisé le panache thermique du CNPE de Penly (modèle TELEMAT-3D) dans différentes conditions de marée (morte-eau et vive-eau moyenne). Les résultats indiquent une légère recirculation des eaux de rejet entraînant une élévation de 0,3 à 1 °C dans le canal d'amenée suivant la marée. Ils indiquent également une possible influence des eaux échauffées à niveau du point *contrôle*. Le panache thermique correspondant à un échauffement résiduel de 1°C en surface, balaie une aire pouvant aller d'environ 5 à 18 km<sup>2</sup> en fonction des conditions de marée (EDF, 2010). Ceci pourrait donc expliquer l'écart thermique observé entre le point *référence*, plus froid, et les points *contrôle* et *canal*. Cet écart thermique pourrait aussi résulter du fait que le point *référence*, est situé plus à l'ouest que le point *contrôle*. Ainsi il serait plus représentatif de la masse d'eau de la Manche, plus chaude en hiver et au printemps que le *fleuve côtier* (Brylinski *et al.*, 1991). Finalement, les résultats issus de la modélisation indiquent que l'impact thermique reste très localisé. Il dépend fortement des courants de marée. Le panache thermique s'affine et s'allonge davantage vers le sud-ouest (au jusant) que vers le nord-est (au flot). Les mesures de températures effectuées en 2013 confirment les prévisions du modèle.

Les valeurs de la température de l'eau de mer sont à rapprocher des températures de l'air (mesurées à Dieppe en 2013) au cours de la même période. Il existe une corrélation linéaire significative entre la température de l'air et celle de l'eau mesurée (données EDF) au niveau du canal d'amenée (figure 1.18).

### 2.1.2.1.χ Approche statistique

Pour étayer ce qu'illustre la figure 2.5, c'est-à-dire que le point rejet diffère des autres points au sujet des relevés de température, un test statistique a été réalisé.

Le tableau 2.4 présente les résultats des tests statistiques relatifs aux variations spatiales de la température sur la période 1989-2013. Ces résultats sont identiques à ceux présentés pour la période 1989-2012. Les résultats indiquent une différence significative et systématique de température entre le point *rejet* et les autres points de surveillance, ce qui confirme l'existence d'un impact thermique significatif permanent au point *rejet*. La température moyenne au point *référence* à priori non impacté par les rejets du CNPE, diffère également significativement de la température moyenne au niveau des autres points.

Comparaison	Printemps		Été		Automne	
	type de test	probabilité associée	type de test	probabilité associée	type de test	probabilité associée
Canal / Rejet	test W	<b>0,000</b>	test T	<b>0,000</b>	test T	<b>0,000</b>
Référence / Rejet	test T	<b>0,000</b>	test T	<b>0,000</b>	test T	<b>0,000</b>
Canal / Référence	test W	<b>0,001</b>	test T	<b>0,000</b>	test T	0,326
Contrôle / Canal	test W	0,338	test W	<b>0,018</b>	test W	0,101
Contrôle / Rejet	test T	<b>0,000</b>	test T	<b>0,000</b>	test T	<b>0,000</b>
Contrôle / Référence	test W	<b>0,002</b>	test W	<b>0,000</b>	test W	<b>0,012</b>

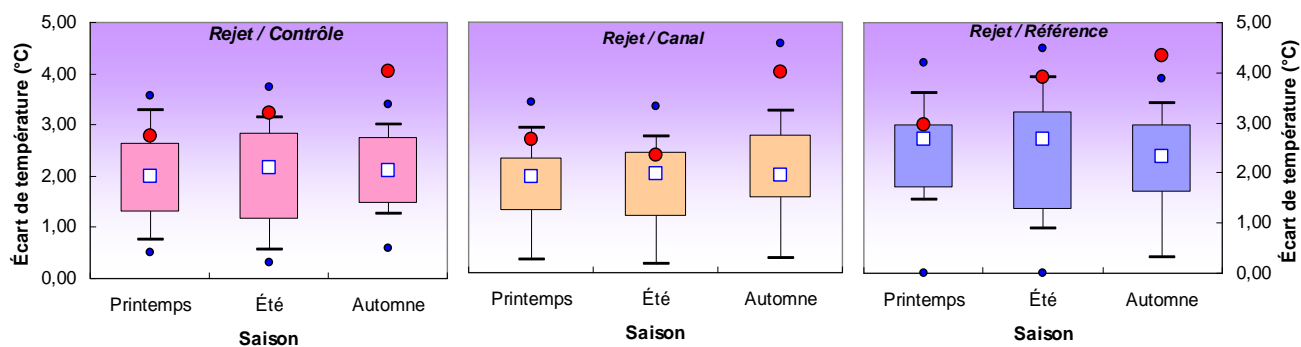
*Test T : student (loi normal) ; Test W : test Wicolson (pas de loi normal)*

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

**Tableau 2.3 : Probabilité associée *p* des tests statistiques sur la température**

### 2.1.2.1.δ Écarts thermiques du rejet et taux de dilution

Sur l'ensemble des campagnes de 2013, les moyennes annuels des différences de température enregistrées entre le point *rejet* et les autres points *canal*, *référence* et *contrôle* ont été respectivement, de 3,35°C (écart-type de 0,64), 3°C (écart type de 0,89) et 3,73°C (écart type de 0,70). Le détail des écarts thermiques mesurés entre le point *rejet* et les autres points est présenté sur la figure 2.6.



**Figure 2.6 : Distributions des écarts thermiques entre les points *rejet / contrôle*, *rejet / canal* et *rejet / référence* depuis 1989. 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 2013 (●)**

En 2013, l'écart avec le point *rejet*, toute station confondue, se situe entre 2 et 3 °C au printemps et dépasse les 4°C en automne. Ce qui se traduit par un dépassement des maximales des différences *rejet/contrôle* et *rejet/référence* atteint en automne depuis 25 ans. Comme depuis 2008, ils sont toujours supérieurs aux médianes pluriannuelles.

La température mesurée au point *rejet* dépend en grande partie de la proportion d'eau échauffée. 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  $\pi$  représente la proportion d'eau échauffée, et  $t^{\circ}Rejet$ ,  $t^{\circ}Canal$  et  $t^{\circ}SC$  respectivement les températures aux points *rejet*, *canal* et à la sortie du condenseur. Le dénominateur de l'équation (1) représente la différence de température entre les eaux échauffées et le milieu récepteur. Cette différence ne doit pas excéder théoriquement 15 °C (Malherbe et Manoha, 1977). Les proportions d'eau échauffée, ainsi que les taux de dilution théoriques, ont été calculés et sont résumés dans le tableau 2.3.

Date 2013	t° Canal Ifremer	t° Canal EDF	t° Sortie condenseur EDF		t° Rejet Ifremer	t°Rejet- t°Canal	t°SC- t°canal	$\pi$	Taux Dilution (%)
			T1	T2					
20 Mars	<b>5,63</b>	5,7	<b>18,1</b>	17,28	<b>8,3</b>	2,7	12,47	0,21	<b>78,6</b>
12 Juin	<b>14,57</b>	14,89	14,89	<b>27,14</b>	<b>16,9</b>	2,3	12,25	0,19	<b>81</b>
13 Septembre	<b>18,59</b>	18,61	<b>30,34</b>	31,1	<b>22,6</b>	4	11,75	0,34	<b>65,9</b>

**Tableau 2.4 : Echauffements de l'eau de mer calculés à Penly en 2013 et taux de dilution (en gras les valeurs utilisées pour le calcul)**

Le 20 mars, la proportion d'eau échauffée au point *rejet*, par rapport à celle de sortie du condenseur a été de 0,21. Cela correspond à un taux mensuel de dilution d'environ 79 %. Ce taux est similaire à celui de 2012 et reste compris dans la gamme de ceux calculés au cours des années précédentes (entre 75 et 90 %).

Les proportions d'eau échauffée au point *rejet* le 12 juin ont été de 0,19. Cela correspond à un taux de dilution mensuel d'environ 81 %. Ce taux est similaire à celui de 2012 et reste compris dans la gamme de ceux calculés au cours des années précédentes (entre 75 et 90 %).

Les proportions d'eau échauffée au point *rejet* le 13 septembre ont été de 0,34. Cela correspond à un taux de dilution mensuel d'environ 66 %. Ce taux est inférieur de 10% par rapport à celui de 2012 et à la gamme de ceux calculés au cours des années précédentes (entre 75 et 90 %).

## 2.1.2.2. Salinité

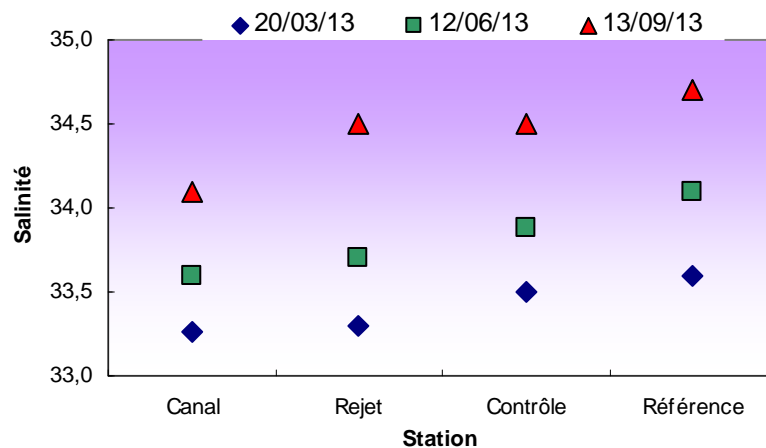


Figure 2.7 : Salinité de l'eau de surface lors des campagnes de 2013

## 2.1.2.2.α Variations spatiales et saisonnières de la salinité en 2013

Les salinités mesurées en 2013 ont été comprises entre 33,3 et 34,1 au point *canal*, entre 33,3 et 34,5 au point *rejet*, entre 33,5 et 34,5 au point *contrôle* et entre 33,6 et 34,7 au point *référence* (figure 2.7). Durant la période printanière les salinités sont plus faibles qu'en été et en automne sur tous les points. Un gradient côte-large apparaît au cours des 3 campagnes. Les salinités observées sont supérieures aux salinités habituellement observées au large du pays de Caux ( $S < 33$ , Brylinsky *et al.* 1991).

## 2.1.2.2.β Variations inter-annuelles

La figure 2.8 présente l'évolution des salinités enregistrées sur l'ensemble des points de suivi entre 1989 et 2013. Les salinités observées au printemps 2013 sont inférieures à celles observées au printemps 2012, excepté au point *canal*. En été et en automne elles sont supérieures ou proches à celles de 2012, excepté en automne sur le point *canal et contrôle*.

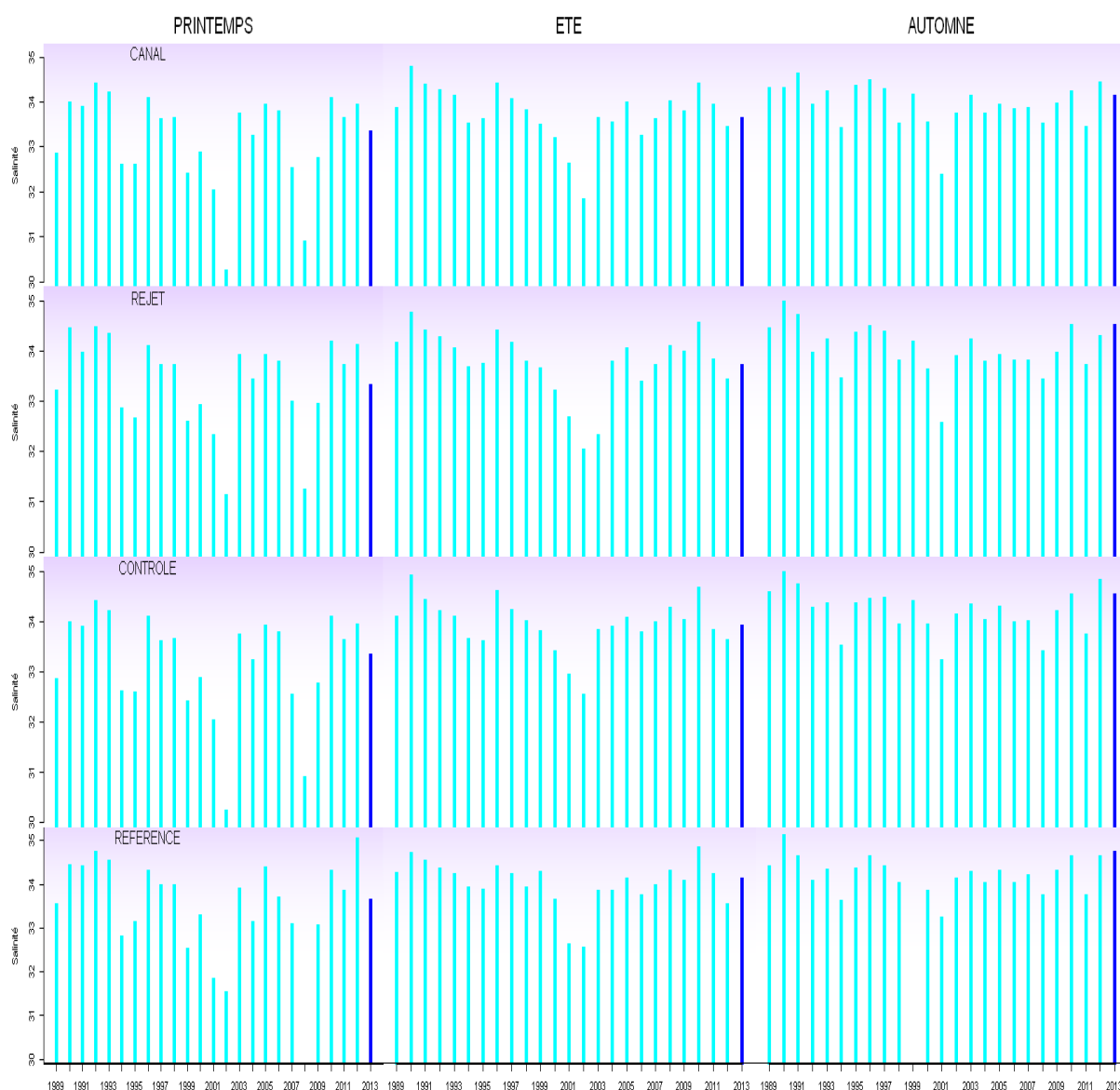


Figure 2.8 : Salinité de l'eau de surface pour les campagnes de 1989 à 2013

L'influence de la pluviométrie sur la salinité dans ce secteur est importante. Cette influence est accentuée par des caractéristiques hydrodynamiques locales particulières. Dans ce secteur de la Manche, 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*. La dessalure du *fleuve côtier* est continuellement entretenue par les apports fluviaux qui s'échelonnent de la baie de Seine au Pas de Calais (Brylinski *et al.*, 1991). La figure 2.9, ci-après, présente l'évolution de la salinité en fonction du débit de la Bresle et de la Béthune, fleuves situés proche du CNPE de Penly. Cette figure montre qu'il existe une corrélation linéaire significative, (coefficient de corrélation autour de 0,70) entre la salinité mesurée au niveau du CNPE et le débit des deux fleuves à proximité. Les débits de la Béthune du mois de mars 2013 sont dans la gamme haute des débits recensés (cf.1.6.4) depuis le début du suivi.

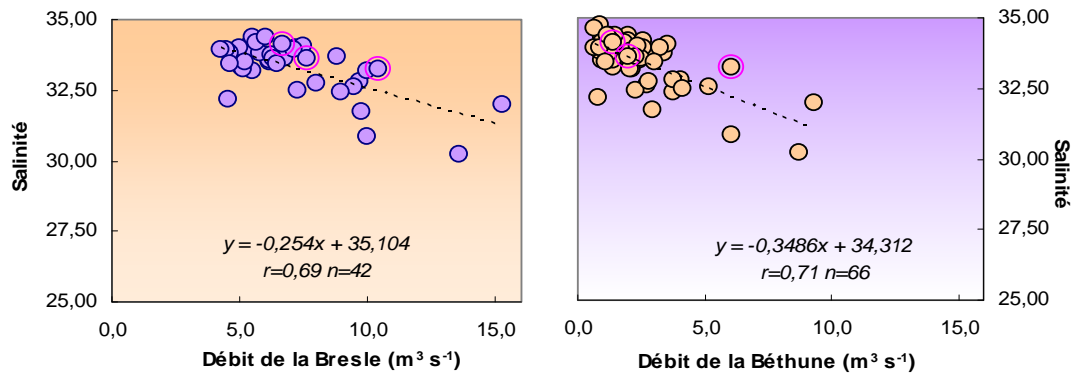


Figure 2.9 : Variation de la salinité (*canal*) en fonction du débit journalier de la Bresle (2000-2013) et de la Béthune (1989-1994 / 1998-2013)

La figure 2.10 présente la distribution des valeurs de salinité enregistrées entre 1989 et 2013 sous forme de *boîtes à moustaches*. Les valeurs observées au printemps et en été 2013, tous points confondus, ont tendance à être légèrement inférieures des médianes pluriannuelles. En automne les salinités des points *rejet*, *contrôle* et *référence* sont supérieures aux médianes pluriannuelles et sont situées dans la gamme des valeurs les plus élevées observées depuis 1989. La forte dispersion (*boîtes à moustache* étendues) des valeurs enregistrées au printemps depuis le début du suivi souligne une certaine variabilité de la salinité. Cette variabilité est certainement liée aux précipitations qui sont plus ou moins fréquentes à cette saison selon les années, et donc à l'apport plus ou moins prononcé d'eaux douce par les bassins versants sur le site proche du CNPE de Penly.

En 2013, les salinités suivent globalement la tendance décrite par les médianes pluriannuelles indiquant la présence d'un gradient croissant côte-large. Depuis plus de 20 ans, les données de surveillance mettent généralement en évidence ce gradient qui s'explique principalement par la présence du fleuve côtier.

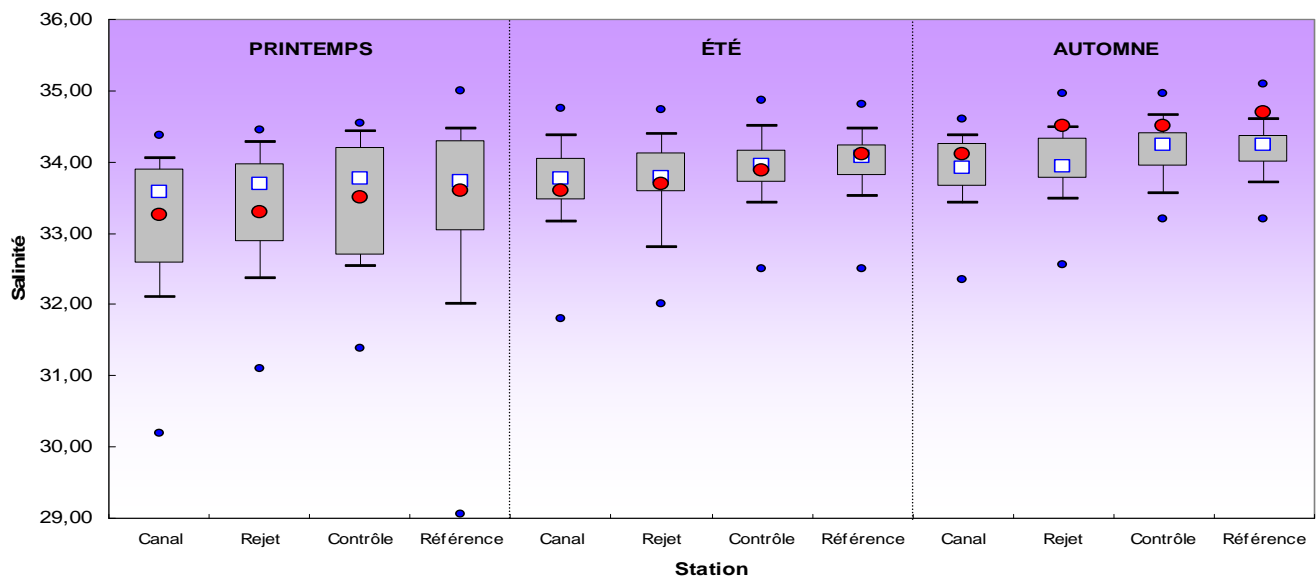


Figure 2.10 : Comparaison des distributions de la salinité par saison et par station depuis 1989. Le point central représente la médiane (□) ; la boîte englobe 50 % des valeurs (▭) ; les moustaches, 80 % des valeurs (┌┐). Les points extrêmes, présentent les valeurs maximales et minimales (●). Le point rouge représente la valeur obtenue en 2013 (●)

Le CNPE utilise l'eau au niveau du canal d'amenée et la rejette, après passage dans les échangeurs thermiques, à 800 m au large, dans une zone où la salinité est généralement plus élevée. Le mélange turbulent avec les eaux du large fait que la salinité au point *rejet* peut être supérieure à celle du point *canal* mais inférieure à celle des points *contrôle* (1,7 km plus au large) et *référence* (8,5 km plus au sud-ouest).

### 2.1.2.2.χ Approche statistique

Le tableau 2.5 présente les résultats des tests statistiques pour la salinité sur la période 1989-2013.

Comparaison	Printemps		Été		Automne	
	type de test	probabilité associée	type de test	probabilité associée	type de test	probabilité associée
Canal / Rejet	test W	0,000	test W	0,003	test W	0,001
Référence / Rejet	test W	0,026	test W	0,000	test T	0,000
Canal / Référence	test W	0,000	test T	0,000	test W	0,000
Contrôle / Canal	test W	0,000	test T	0,000	test T	0,000
Contrôle / Rejet	test T	0,060	test W	0,000	test W	0,000
Contrôle / Référence	test W	0,241	test T	0,053	test T	0,395

Test T : student (loi normal) ; Test W : test Wicolson (pas de loi normal)

$p\text{-value} < 0,05$  = différence significative ;  $p\text{-value} > 0,05$  = différence non significative

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

L'intégration des résultats de surveillance 2013 ne modifie pas les résultats basés sur la période 1989-2012, pour laquelle une différence significative de salinité était apparue au printemps pour le couple *référence/rejet*. D'une manière générale, les différences présentes entre les points du large et de la côte sont certainement liées au gradient de salinité. Seuls les tests statistiques réalisés entre les points *contrôle/rejet* (trois saisons) et *contrôle/référence* du printemps ne présentent pas de différence significative. La faible influence des apports continentaux d'eau douce sur les points *contrôle* et *référence*, tous deux situés au large, peut expliquer ce faible gradient de salinité entre eux, toutes saisons confondues. Le fort débit fluvial du printemps (Figure 2.10) peut expliquer la  $p\text{-value} > 0.05$  (0.060) qui indique une différence non significative entre le point *contrôle* et *rejet*.

L'hypothèse d'un impact du CNPE pour expliquer les différences de salinités observées sur la série pluriannuelle est peu probable. La centrale représente une source d'eau douce via les effluents d'eau déminéralisée des circuits primaires, secondaires et annexes pour le refroidissement des auxiliaires de l'îlot nucléaire. Cependant, les rejets ne représentent qu'un faible volume (par an et par tranche), par rapport aux volumes d'eau de mer utilisés pour le refroidissement.

### 2.1.2.3. Ammonium

#### 2.1.2.3.α Variations spatiales et saisonnières de l'ammonium en 2013

Au cours des campagnes 2013, les teneurs en ammonium ont varié de 0,44 à 2,97  $\mu\text{M}$  au point *canal*, de 0,33 à 2,32  $\mu\text{M}$  au point *rejet*, de 0,26 à 1,15  $\mu\text{M}$  au point *contrôle* et de 0,35 à 0,81  $\mu\text{M}$  au point *référence* (figure 2.11). Les concentrations en ammonium en 2013 sont faibles et similaires sur l'ensemble des stations au printemps. En été, elles sont supérieures à celles mesurées au printemps à la côte et similaires au large. Cette saison est aussi caractérisée par la présence d'un gradient décroissant de la côte vers le large. Les concentrations en automne sont nettement plus élevées qu'aux autres saisons. Le gradient côte-large est beaucoup plus marqué en automne, la concentration au point *canal* étant trois fois supérieure qu'au point *référence*.

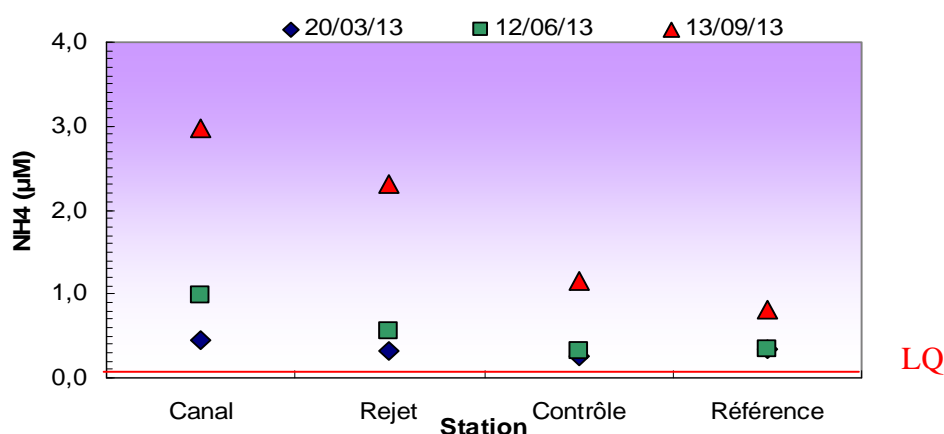


Figure 2.11 : Concentrations en ammonium dans les eaux de surface lors des campagnes 2013 (LQ=0,10 $\mu\text{M}$ )

#### 2.1.2.3.β Variations inter-annuelles

Les variations de concentration en ammonium, enregistrées aux différents points de suivi depuis 1989, sont présentées sur la figure 2.12. En 2013, les concentrations en ammonium sont proches de celles mesurées l'année précédente au printemps et en été. En automne, les concentrations en ammonium sont supérieures à celles de 2012 excepté pour le point *référence*. En observant chaque point à chaque saison il apparaît que les concentrations de 2013 sont proches des moyennes saisonnières des données acquises depuis 1989.



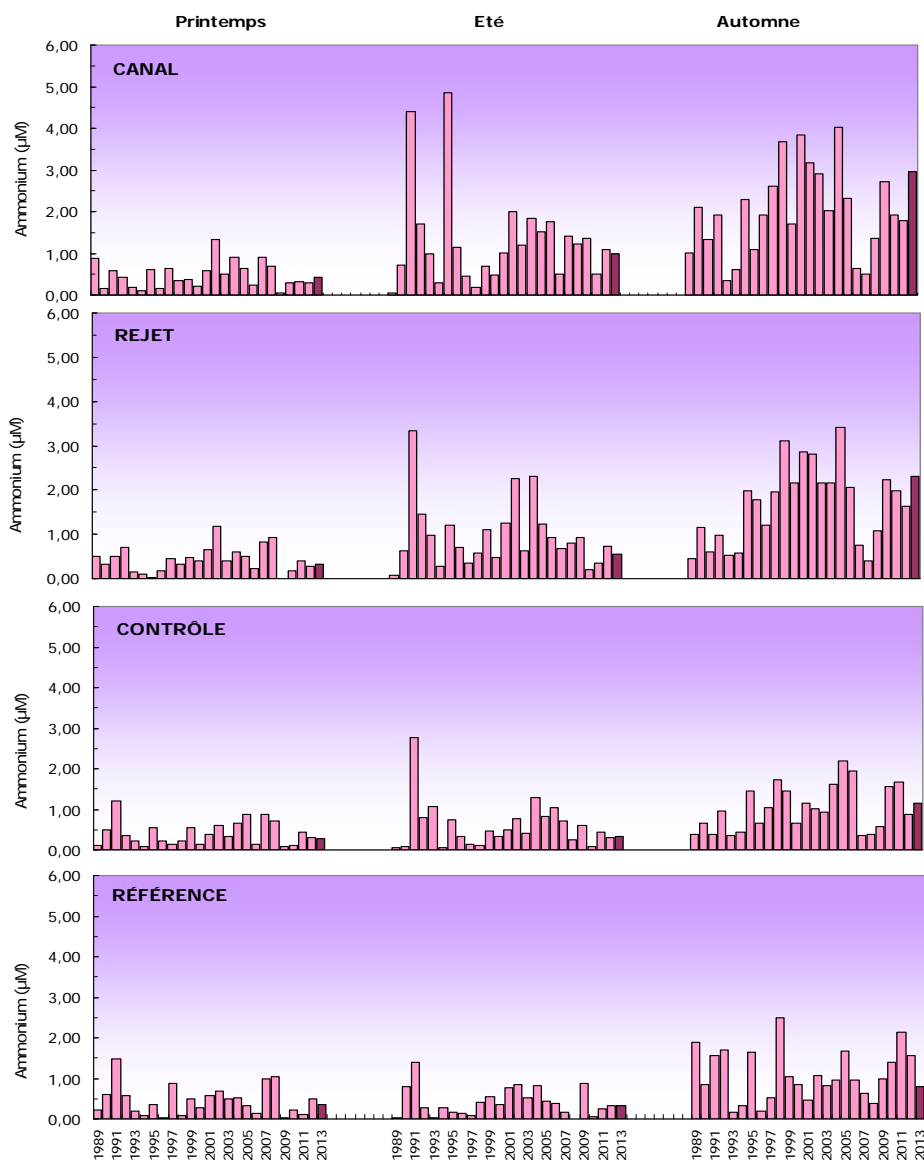


Figure 2.12 : Concentrations en ammonium dans l'eau de surface lors des campagnes de 1989 à 2013

La figure 2.13 présente la distribution des teneurs en ammonium enregistrées entre 1989 et 2013 sous forme de *boîtes à moustaches*. Les teneurs en ammonium en 2013 sont proches des médianes pluriannuelles au printemps et en été sur l'ensemble des points de surveillance. En automne seul le point *référence* a une concentration proche de la médiane, les trois autres points ont une concentration plus élevée. Les concentrations en ammonium des points *canal* et *rejet* dépassent notamment les concentrations de 50% des données acquises depuis 1989.

La figure 2.13 illustre l'importante dispersion des teneurs en ammonium en été et en automne. Les médianes pluriannuelles d'été et d'automne révèlent un gradient décroissant de la côte vers le large confirmé par les données de 2013. Les médianes des points du printemps sont quant à elles homogènes tandis qu'un léger gradient côte-large apparaît en 2013 entre les points *canal*, *rejet* et *contrôle*.

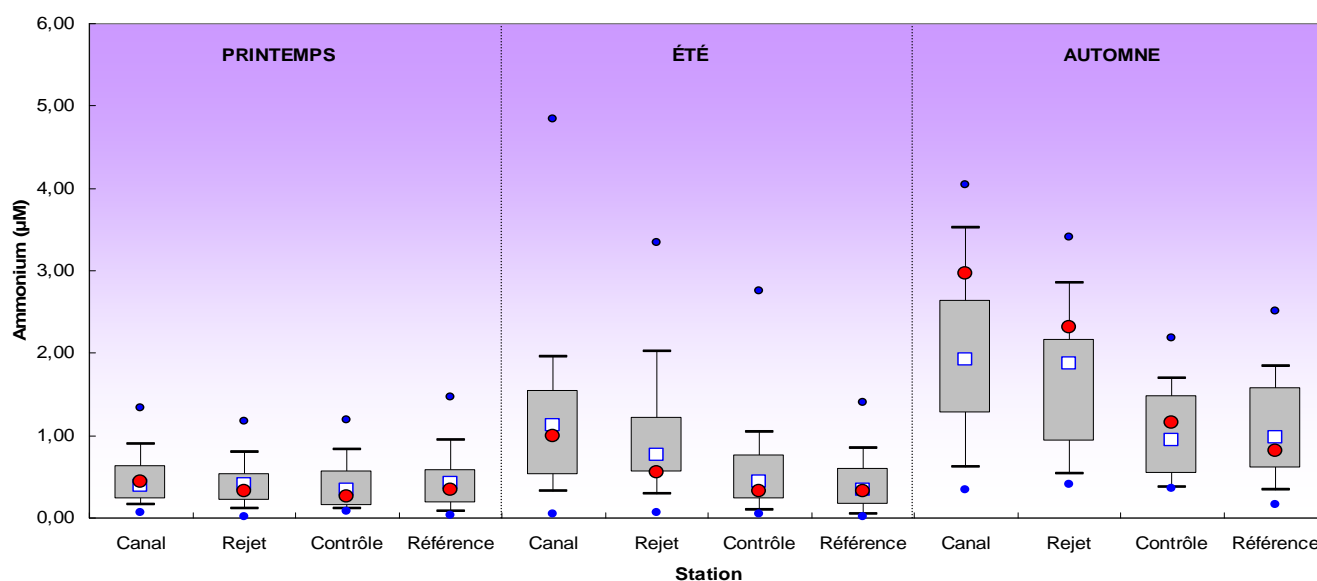


Figure 2.13 : Comparaison des distributions des concentrations de l'ammonium par saison et par point depuis 1989. Le point central représente la médiane ( $\square$ ) ; la boîte englobe 50 % des valeurs ( $\square$ ) ; les moustaches, 80 % des valeurs ( $\top$ ). Les points extrêmes, présentent les valeurs maximales et minimales ( $\bullet$ ). Le point rouge représente la valeur obtenue en 2013 ( $\bullet$ )

### 2.1.2.3.χ Approche statistique

Les tests statistiques réalisés sur les teneurs en ammonium enregistrées depuis 1989 sont présentés dans le tableau 2.6.

Comparaison	Printemps		Été		Automne	
	type de test	probabilité associée	type de test	probabilité associée	type de test	probabilité associée
Canal / Rejet	test T	0,198	test W	<b>0,031</b>	test T	<b>0,000</b>
Référence / Rejet	test W	1,000	test W	<b>0,000</b>	test T	<b>0,005</b>
Canal / Référence	test T	0,724	test W	<b>0,000</b>	test T	<b>0,000</b>
Contrôle / Canal	test T	0,230	test W	<b>0,000</b>	test T	<b>0,000</b>
Contrôle / Rejet	test T	0,693	test W	<b>0,000</b>	test W	<b>0,000</b>
Contrôle / Référence	test T	0,322	test T	0,081	test T	0,598

Test T : student (loi normal) ; Test W : test Wicolson (pas de loi normal)

$p\text{-value} < 0,05$  = différence significative ;  $p\text{-value} > 0,05$  = différence non significative

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

L'intégration de l'année 2013 à cette comparaison statistique ne modifie pas les conclusions obtenues sur la période 1989-2012.

L'étude statistique montre une absence de différence significative entre tous les points au printemps. Ceci peut s'expliquer par le fait que les variations de la concentration en ammonium résultent principalement de l'activité hétérotrophe du milieu. Les processus de cette activité hétérotrophe sont généralement très réduits au début du printemps et n'engendrent donc pas de variations importantes pouvant entraîner des différences de concentrations entre les points

Durant le reste de l'année, les concentrations en ammonium sont significativement différentes entre les points de suivi. Seul les stations *contrôle* et *référence* ne présentent aucune différence significative tout au long de l'année. Ceci est vraisemblablement lié à leur situation géographique puisque ces points sont situés tous les deux au large.

Jusqu'en 2011, le conditionnement du circuit secondaire nécessitait l'utilisation d'ammoniaque de l'ordre d'une dizaine de tonnes par an (donnée EDF). Les vidanges de ce circuit occasionnaient alors des potentiels rejets dans l'environnement. Cependant, les valeurs enregistrées depuis le début de la surveillance sont toujours restées de l'ordre de celles couramment observées dans les eaux côtières de la Manche. En outre, l'absence de différence significative de la teneur en ammonium entre les points *canal* et *rejet* sur la période 1989-2010 (hormis en automne) suggère que ces rejets étaient peu détectables.

Depuis le 4 janvier 2011, le site utilise de l'éthanolamine pour conditionner le circuit secondaire de l'ordre de 3 T/an (donnée EDF) à la place de l'ammoniaque.

Il n'est pas observé de tendance ou de variation brutale entre les concentrations d'ammonium mesurées avant et après 2011.

#### 2.1.2.4. Nitrate et nitrite

##### 2.1.2.4.a Variations spatiales et saisonnières du nitrate et du nitrite en 2013

Les teneurs en nitrate mesurées au cours des campagnes de surveillance 2013 ont varié de 7,93 à 12,94  $\mu\text{M}$  au point *canal*, de 7,51 à 11,78  $\mu\text{M}$  au point *rejet*, de 5,85 à 10,81  $\mu\text{M}$  au point *contrôle* et de 8,39 à 10,85  $\mu\text{M}$  au point *référence* (figure 2.14). Les concentrations en nitrite ont été comprises entre 0,16 et 0,35  $\mu\text{M}$  au point *canal*, entre 0,16 et 0,31  $\mu\text{M}$  au point *rejet*, entre 0,15 et 0,25  $\mu\text{M}$  au point *contrôle* et 0,15 et 0,23  $\mu\text{M}$  au point *référence* (figure 2.14).

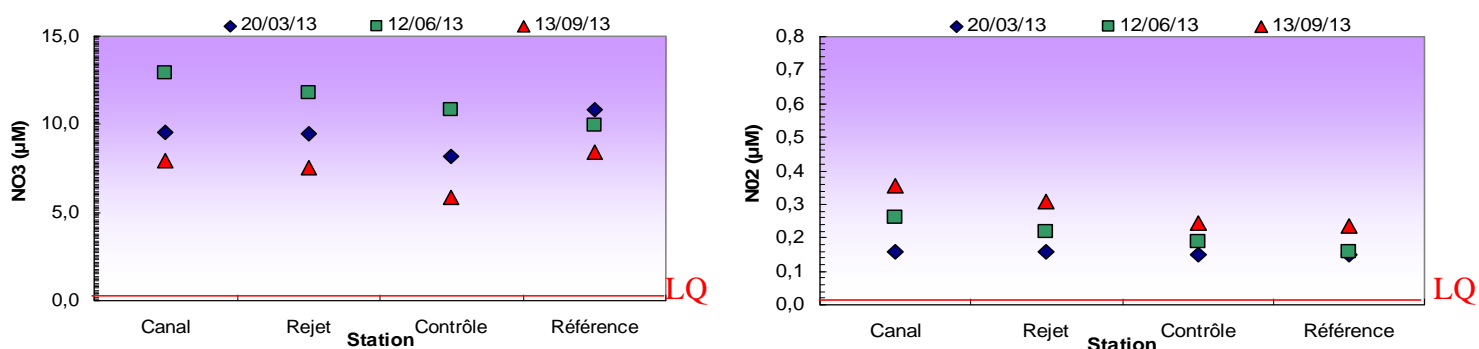


Figure 2.14 : Concentrations en nitrate et nitrite dans les eaux de surface en 2013

( $LQ_{NO_3}=0.10\mu\text{M}$ ,  $LQ_{NO_2}=0.02\mu\text{M}$ )

En 2013, les concentrations en nitrate diminuent de la côte vers le large, du point *canal* au point *contrôle* durant les trois saisons. Le gradient se poursuit au point *référence* en été tandis que sa concentration en nitrate augmente au printemps et à l'automne par rapport au point *contrôle*. La particularité du suivi du nitrate en 2013 est l'évolution saisonnière de sa concentration. Les concentrations les plus élevées ont été observées en été, suivies de celles du printemps puis de l'automne. Cette situation est expliquée par un réchauffement annuel de l'eau tardif (§ 2.12.1.a) déclenchant un bloom automnal de phytoplancton plus conséquent que celui du printemps. Les nitrates n'ont donc pas tous été consommés après le bloom printanier. Cependant l'ensemble des teneurs sont inférieures à celles mesurées par Brylinski *et al.* (1996) dans ce secteur de la Manche à la fin du printemps (15-40  $\mu\text{M}$ ).

L'évolution des concentrations en nitrite au cours de l'année 2013 se distingue moins de l'année précédente, mis à part la présence d'un gradient décroissant de la côte vers le large, plus marqué au cours des trois saisons. Contrairement au nitrate, les concentrations augmentent du printemps à l'automne.

2.1.2.4.β Variations inter-annuelles

Les variations des concentrations en nitrate et nitrite sur la période 1989-2013 sont présentées sur la figure 2.15. Les teneurs en nitrate relevées en 2013 sont inférieures à celles de 2012 au printemps et en automne sur l'ensemble des points. En été les concentrations de nitrate sont supérieures à celles de 2012 et se trouvent dans la gamme haute des concentrations mesurées depuis le début du suivi. L'année 2013 a été marquée par un réchauffement tardif de l'eau décalant le cycle saisonnier du phytoplancton qui explique les différences avec 2012.

Pour le nitrite, les teneurs sont inférieures à celles de l'année passée sur l'ensemble des points à l'exception du point *référence* en automne. Les concentrations se situent dans la gamme haute des valeurs mesurées depuis le début du suivi excepté au printemps où elles se situent dans la gamme basse pour les trois points.

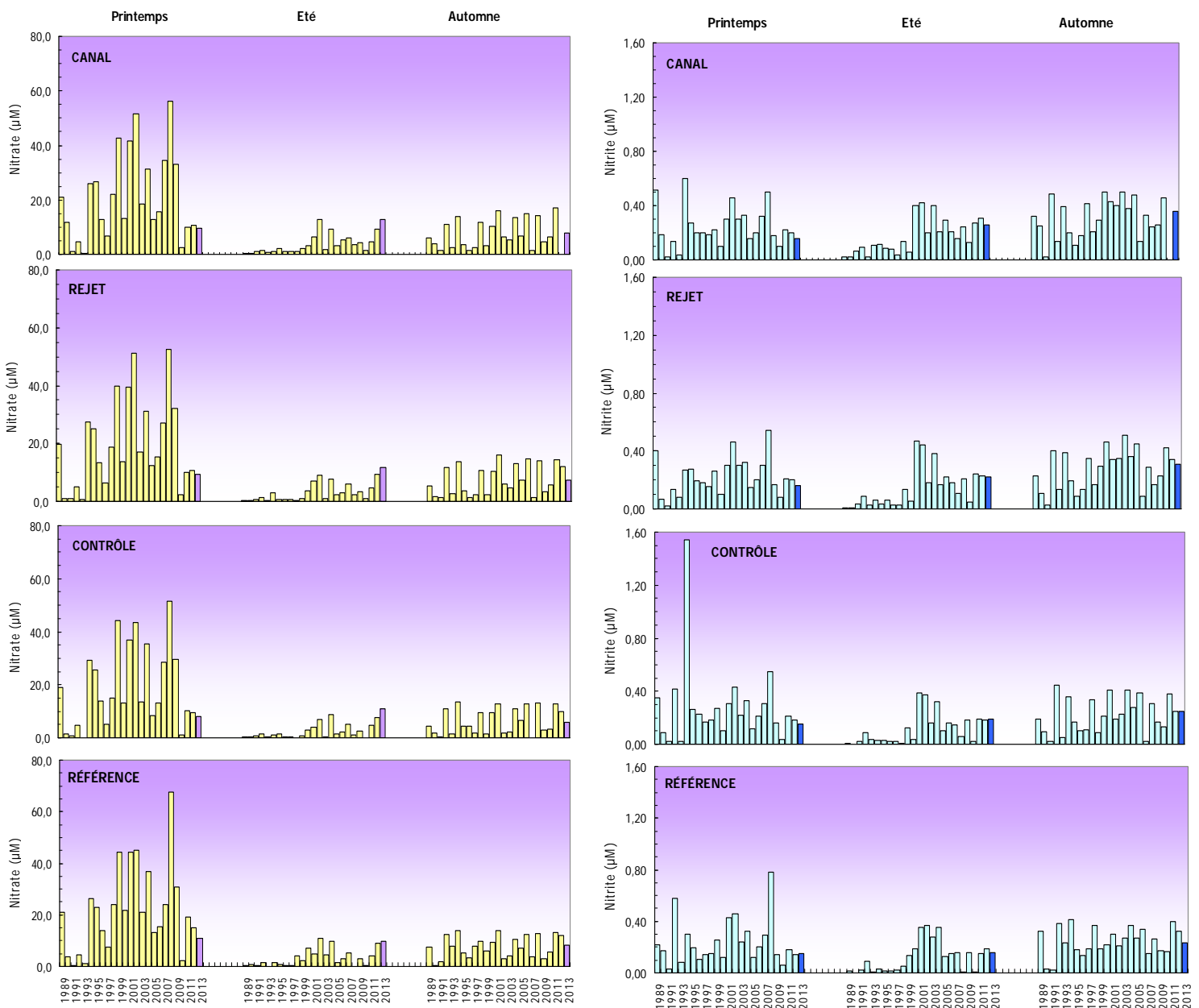


Figure 2.15 : Concentrations en nitrate (à gauche) et nitrite (à droite) dans l'eau de surface de 1989 à 2013

Les boîtes à moustaches de la figure 2.16 présentent la distribution des concentrations en nitrate et nitrite enregistrées entre 1989 et 2013.

Pour le nitrate en 2013 les concentrations, tous points confondus, sont supérieures aux médianes pluriannuelles en été et à l'automne tandis qu'elles sont inférieures au printemps. Elles sont d'ailleurs plus faibles que 50% des mesures collectées au printemps depuis 1989. Ce constat est à mettre en relation avec le développement de biomasse chlorophyllienne qui est consommatrice de nitrate. Cependant le taux de nitrate n'a pas chuté entre le printemps et l'été, le bloom printanier ayant été tardif et n'ayant pas consommé tout le stock hivernal (cf. chapitre phytoplancton (§2.2.3)).

Le gradient décroissant de la côte vers le large est peu marqué en 2013 et est principalement observé en été.

Concernant le nitrite le gradient est plus marqué en été et en automne que pour le nitrate. Les concentrations de nitrite suivent la même répartition que les nitrates. Les concentrations n'atteignent cependant pas les maxima en été.

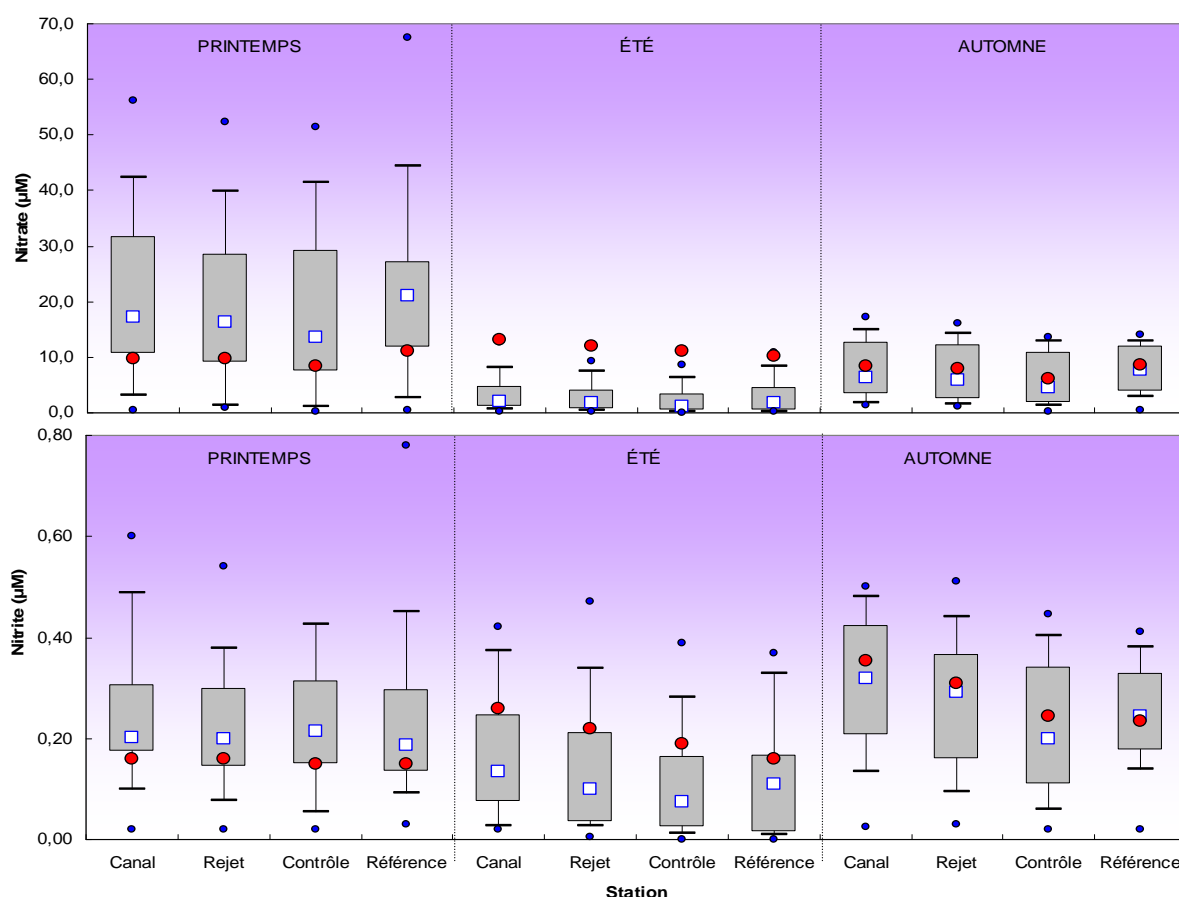


Figure 2.16 : Distributions des concentrations en nitrate et nitrite par saison et par point depuis 1989. Le point central représente la médiane (□) ; la boîte englobe 50 % des valeurs (▭) ; les moustaches, 80 % des valeurs (┌┐). Les points extrêmes, présentent les valeurs maximales et minimales (●). Le point rouge représente la valeur obtenue en 2013 (●)

## 2.1.2.4.χ Approche statistique

Le tableau 2.7 présente les résultats des tests statistiques de comparaison des moyennes de concentrations en nitrate et nitrite, pour chaque couple de points, entre 1989 et 2013. Ces résultats sont identiques à ceux obtenus pour la période 1989-2012. Globalement pour le nitrate, des différences significatives sont généralement observées entre les points côtiers (*canal* et *rejet*) ainsi qu'entre le point *contrôle* et les autres points tout au long de l'année.

Des différences significatives de concentrations en nitrites sont observées entre les couples de points mais uniquement en été et en automne. Durant ces saisons, les concentrations en nitrite s'avèrent significativement différentes entre le point *canal* et tous les autres points. Les teneurs aux points *contrôle* et *rejet* présentent aussi des différences significatives. La présence régulière d'un gradient côte-large peut en partie expliquer ces différences. Les concentrations en nitrites aux points *contrôle* et *référence* ne diffèrent pas significativement, en raison de la position au large de ces deux points, au niveau desquels les concentrations en nitrites sont moins dépendantes des apports de nutriments par les fleuves côtiers.

Comparaison		Printemps		Été		Automne	
		type de test	probabilité associée	type de test	probabilité associée	type de test	probabilité associée
Nitrate	<i>Canal / Rejet</i>	test W	<b>0,016</b>	test T	<b>0,012</b>	test W	<b>0,004</b>
	<i>Référence / Rejet</i>	test T	<b>0,024</b>	test W	0,672	test T	0,427
	<i>Canal / Référence</i>	test T	0,861	test W	0,157	test T	0,861
	<i>Contrôle / Canal</i>	test T	<b>0,004</b>	test W	<b>0,000</b>	test T	<b>0,000</b>
	<i>Contrôle / Rejet</i>	test T	0,091	test T	<b>0,002</b>	test T	<b>0,000</b>
	<i>Contrôle / Référence</i>	test W	<b>0,002</b>	test W	<b>0,030</b>	test W	<b>0,001</b>
Nitrite	<i>Canal / Rejet</i>	test W	0,102	test T	<b>0,000</b>	test T	<b>0,000</b>
	<i>Référence / Rejet</i>	test W	0,513	test W	<b>0,016</b>	test T	0,072
	<i>Canal / Référence</i>	test W	0,157	test T	<b>0,001</b>	test T	<b>0,000</b>
	<i>Contrôle / Canal</i>	test W	0,297	test T	<b>0,000</b>	test T	<b>0,000</b>
	<i>Contrôle / Rejet</i>	test W	0,806	test T	<b>0,000</b>	test T	<b>0,000</b>

Test T : student (loi normal) ; Test W : test Wicolson (pas de loi normal)

$p\text{-value} < 0,05$  = différence significative ;  $p\text{-value} > 0,05$  = différence non significative

**Tableau 2.7 : Probabilité associée  $p$  des tests statistiques sur les nitrate et nitrite**

Les concentrations de nitrate/nitrite varient au cours des différentes saisons de manière classique. La présence de différences significatives entre les points est en accord avec la distribution spatiale caractéristique de cette région de la Manche.

2.1.2.5. Phosphate et silicate

2.1.2.5.α Variations spatiales et saisonnières du phosphate et du silicate en 2013

Les variations des concentrations en phosphate et silicate mesurées en 2013 sont présentées sur la figure 2.17. Les concentrations de phosphate sont plus élevées à l'automne. Les valeurs estivales et printanières sont restées faibles sur l'ensemble de la zone. Concernant le silicate, les concentrations augmentent du printemps à l'automne et ce pour tous les points.

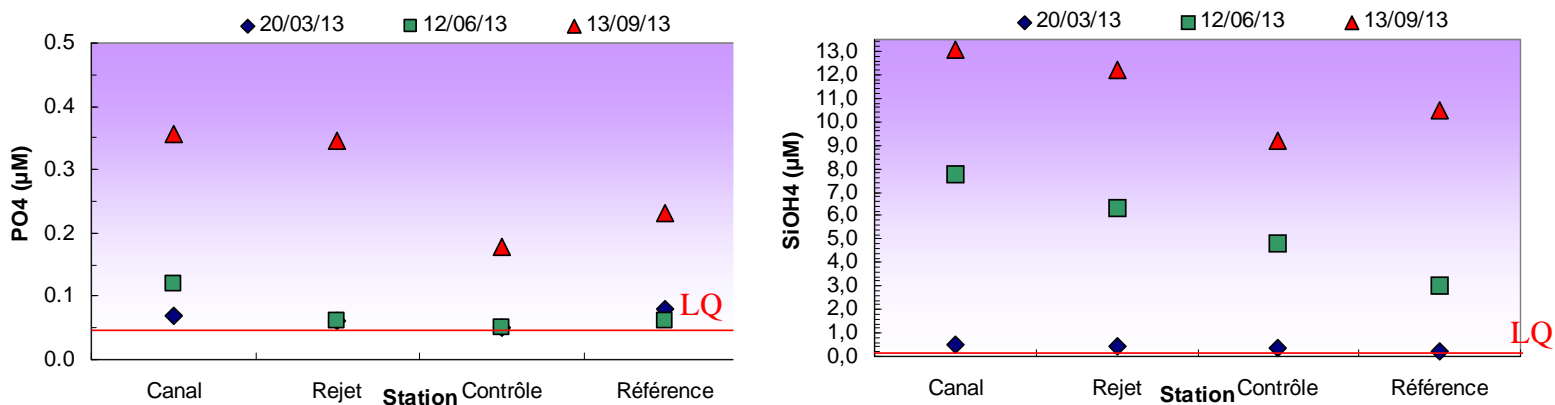
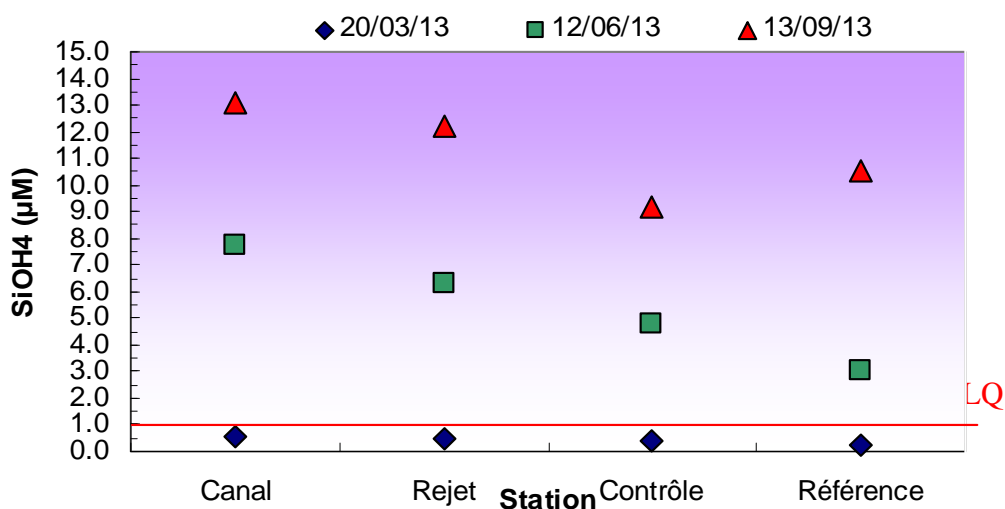


Figure 2.17 : Concentrations en phosphate (à gauche) et silicate (à droite) dans les eaux de surface en 2013 (LQ  $PO_4=0.05\mu M$ , LQ  $SiOH_4=0.2\mu M$ )

Les teneurs en phosphate ont été comprises entre 0,07 et 0,36  $\mu M$  au point *canal*, entre 0,06 et 0,35  $\mu M$  au point *rejet*, entre <LQ (de 0.05) et 0,18  $\mu M$  au point *contrôle* et enfin entre 0,08 et 0,23  $\mu M$  au point *référence*. Pour le silicate, les concentrations ont varié de 0,53 à 13,10  $\mu M$  au point *canal*, de 0,46 à 12,20  $\mu M$  au point *rejet*, de 0,37 à 9,17  $\mu M$  au point *contrôle* et de 0,20 à 10,5  $\mu M$  au point *référence*.

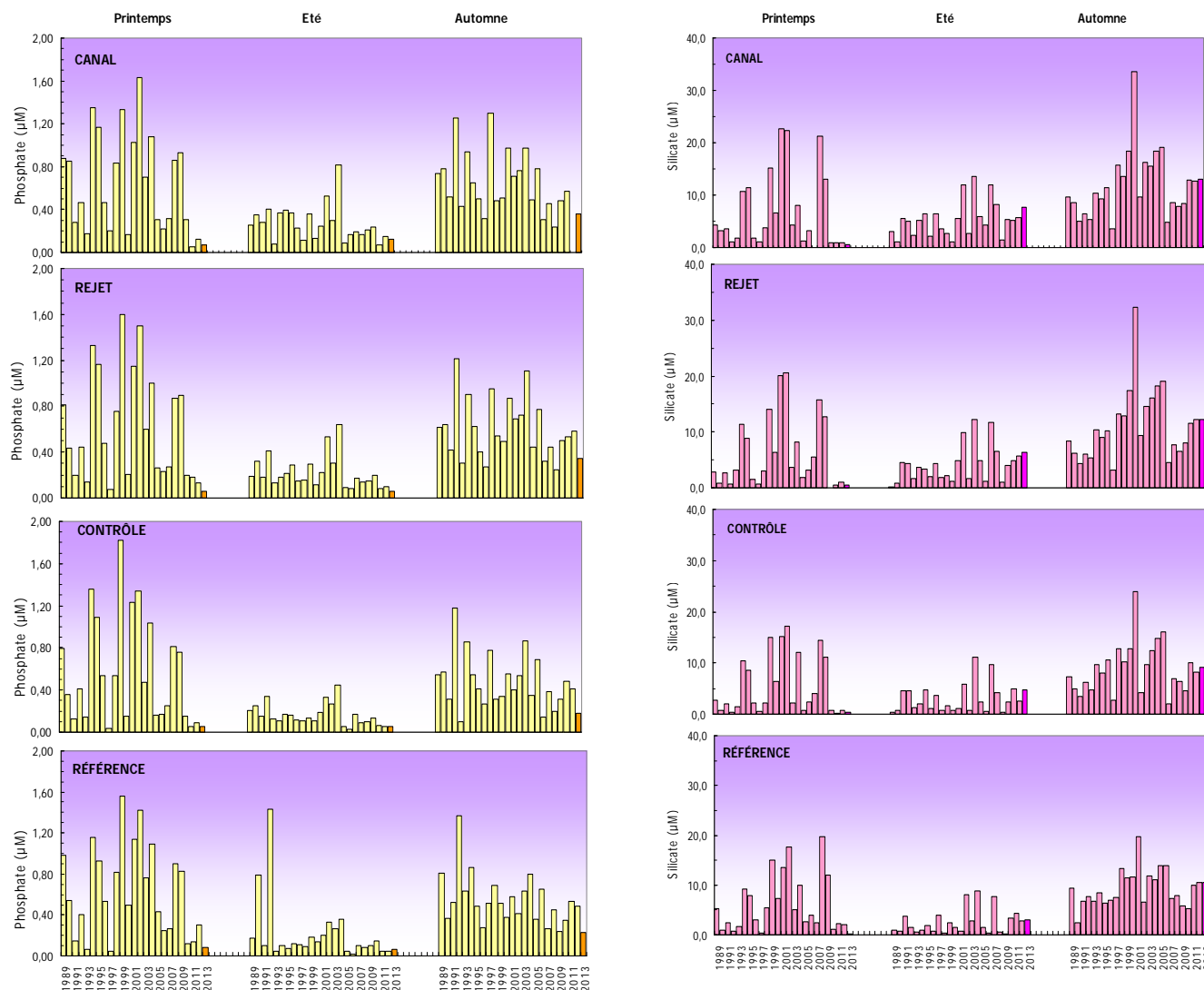
Les concentrations en phosphate ont été caractérisées par des valeurs relativement faibles au printemps et en automne sur l'ensemble des points. Au point *référence* au printemps la concentration en phosphate était plus élevée. En été les concentrations de phosphates sont plus élevées. Un léger gradient côte-large apparaît.

Les teneurs en silicate ont été caractérisés en 2013 par des concentrations faibles en mars, puis augmentent jusqu'à l'automne sur l'ensemble des points. Un gradient décroissant côte-large, du *canal* au point *contrôle* apparaît durant les trois campagnes. Il se poursuit aussi sur le point *référence* en automne tandis que le gradient est interrompu en été par une plus forte concentration au point *référence* qu'au point *contrôle*.



## 2.1.2.5.β Variations inter-annuelles

Les variations des concentrations en phosphate et en silicate au cours de la période 1989-2013 sont présentées sur la figure 2.18.



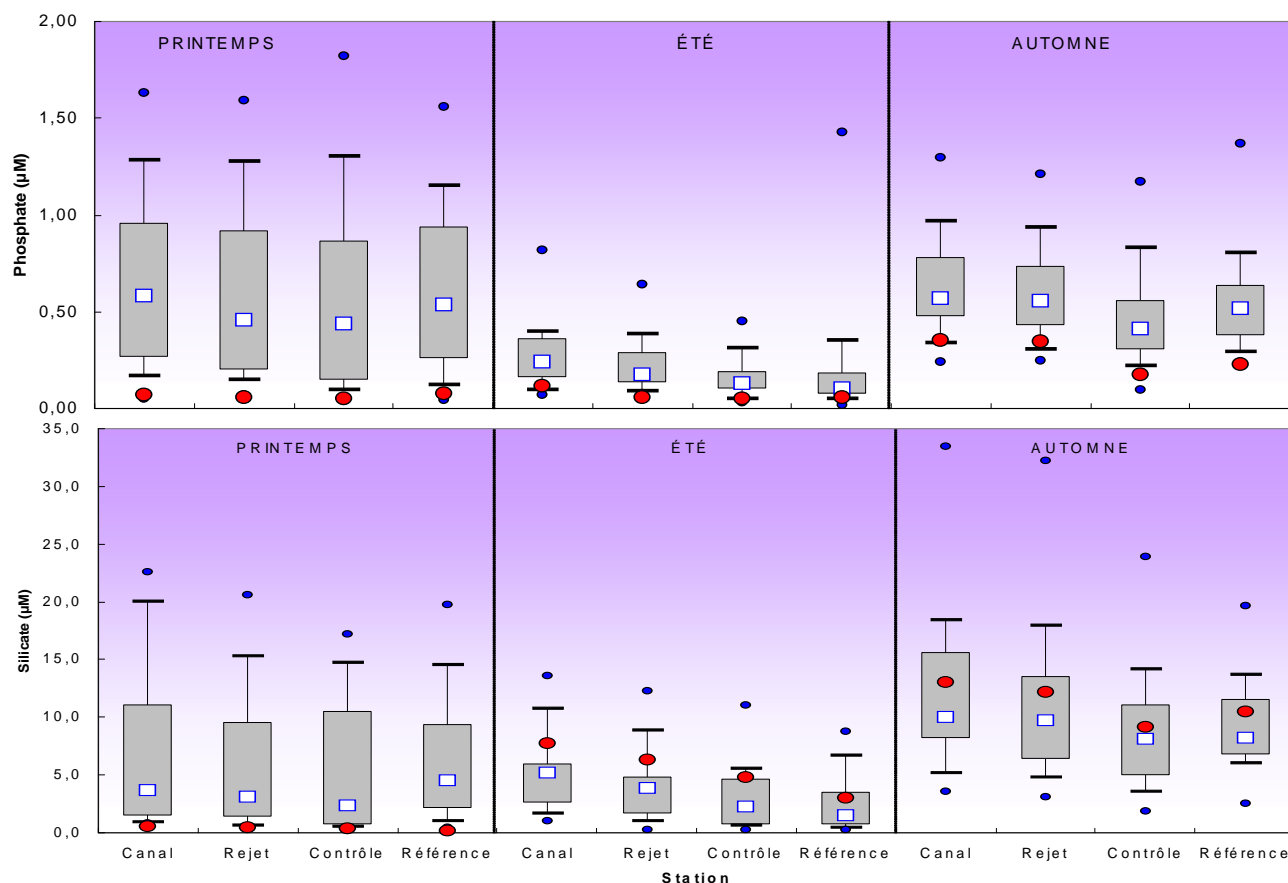
**Figure 2.18 : Concentrations en phosphate (à gauche) et silicate (à droite) dans l'eau de surface lors des campagnes de 1989 à 2013**

En 2013, les concentrations en phosphate ont été inférieures ou similaires à celles de l'an passé toute l'année sur l'ensemble des points. Elles se situent dans la gamme faible des données observées depuis 1989. Les concentrations en silicate sont restées très proches de celles de l'année précédente, avec tout de même des valeurs plutôt supérieures en été, tous points confondus. Elles sont, sur l'ensemble des points très basses au printemps et en milieu de gamme des données récoltées depuis 1989 pour les autres saisons.

Les distributions du phosphate et du silicate sont présentées sous forme de *boîtes à moustaches* sur la figure 2.19.

Les teneurs en phosphate en 2013 sont nettement inférieures aux médianes pluriannuelles sur l'ensemble des points de surveillance. Pour le silicate, les concentrations de 2013 de l'ensemble des points sont inférieures aux médianes pluriannuelles au printemps, proches ou supérieures des concentrations de 50% des données acquises depuis 1989 en été et proches de la médiane en automne.





**Figure 2.19 : Distributions des concentrations de phosphate par saison et par point depuis 1989. 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 2013 (●)**

Les minima de données de phosphate et silicate acquises depuis 1989 sur chaque point sont atteints au printemps tandis qu'en été une régénération en silicate semble s'être faite sur les quatre points et que les concentrations de phosphate restent proches des minima. Cette tendance n'est pas représentative de l'ensemble des données acquises. Les boîtes à moustache montrent une diminution des concentrations entre le printemps et l'été ce qui n'est pas le cas pour les distributions de 2013.. Ce constat est à mettre en relation avec l'évolution du phytoplancton (cf.chapitre phytoplancton) qui indique que le bloom dit « printanier » semble s'être décalé et est minoré par rapport à celui automnal. En conséquence le stock de nutriments (recharge de l'hiver 2012-2013) n'a pas été autant consommé que les autres années pendant de la période estivale.

A l'instar des médianes pluriannuelles, les concentrations en silicate et phosphate diminuent de la côte vers le large au cours de l'année 2013.

#### 2.1.2.5.χ Approche statistique

Les résultats des tests statistiques réalisés sur les teneurs en phosphate et silicate enregistrées aux différents points entre 1989 et 2013 sont présentés dans le tableau 2.8. L'intégration des résultats 2013 ne modifie pas les résultats de l'étude statistique portant sur la période 1989-2012.

On observe des différences significatives de concentrations en phosphates entre les points *contrôle* et *canal* ainsi qu'entre les points *contrôle* et *rejet*, quelle que soit la saison. Cela met en évidence un gradient décroissant de concentration en phosphates de la côte vers le large. Ce gradient est également visible entre les points *canal*, *rejet* et *référence* mais uniquement en été et en automne.

En période estivale, aucune différence significative de concentration en phosphates n'est observable les points *contrôle* et *référence*, probablement du fait d'une forte consommation des phosphates par le phytoplancton à cette période.

Les concentrations moyennes en silicates diffèrent de manière significative entre les points *contrôle*, *canal* et *rejet*, quelle que soit la période considérée. Ce résultat est également la conséquence d'un gradient décroissant de concentration en silicates de la côte vers le large. Des différences significatives de concentrations en silicates sont également observées pour les couples de points *référence / rejet* et *référence / canal*, en été ainsi qu'en automne.

Comparaison		Printemps		Été		Automne	
		type de test	probabilité associée	type de test	probabilité associée	type de test	probabilité associée
Phosphate	Canal / Rejet	test W	0,063	test T	<b>0,001</b>	test W	<b>0,005</b>
	Référence / Rejet	test T	0,473	test W	<b>0,005</b>	test T	0,078
	Canal / Référence	test T	0,627	test W	<b>0,002</b>	test T	<b>0,011</b>
	Contrôle / Canal	test W	<b>0,007</b>	test T	<b>0,000</b>	test W	<b>0,000</b>
	Contrôle / Rejet	test T	<b>0,025</b>	test W	<b>0,000</b>	test T	<b>0,000</b>
	Contrôle / Référence	test T	0,067	test W	0,379	test T	0,035
Silicate	Canal / Rejet	test W	<b>0,007</b>	test T	<b>0,000</b>	test T	<b>0,000</b>
	Référence / Rejet	test T	0,892	test T	<b>0,000</b>	test T	<b>0,014</b>
	Canal / Référence	test W	0,633	test T	<b>0,000</b>	test W	<b>0,000</b>
	Contrôle / Canal	test W	<b>0,001</b>	test T	<b>0,000</b>	test W	<b>0,000</b>
	Contrôle / Rejet	test W	<b>0,002</b>	test T	<b>0,000</b>	test W	<b>0,000</b>
	Contrôle / Référence	test T	0,037	test T	0,091	test T	0,352

Test T : student (loi normal) ; Test W : test Wicolson (pas de loi normal)

$p\text{-value} < 0,05$  = différence significative ;  $p\text{-value} > 0,05$  = différence non significative

Tableau 2.8 : Probabilité associée  $p$  des tests statistiques réalisés sur les phosphate et silicate

Le CNPE peut représenter une source de phosphate pour l'environnement. Les circuits de refroidissement de l'îlot nucléaire sont alimentés en eau déminéralisée conditionnée au phosphate trisodique ( $\text{Na}_3\text{PO}_4$ ). L'utilisation de ce réactif chimique s'élève en moyenne à 0,5 T/an (donnée EDF). Les purges des circuits peuvent alors occasionner des rejets de phosphate dans l'environnement. La différence significative n'est pas systématique (à chaque saison) entre le point *rejet* et les autres points, cela suggère que ces rejets sont très peu perceptibles.

Le gradient côte-large révélé en été et en automne par les différences significatives de concentrations de silicates s'explique probablement par le cycle saisonnier du phytoplancton. Le stock hivernal de silicate (dû principalement au lessivage) présent dans la masse d'eau bordant le CNPE est représenté par les données du printemps, le phytoplancton ne s'étant pas développé lors de la campagne de mars, d'où les différences non significatives observées avec le point référence. Les stocks de silicates consommés en été et en automne par le phytoplancton, se rechargent moins facilement au niveau des points situés plus au large qu'au niveau des points situés à proximité du rivage qui sont davantage sous l'influence des apports de nutriments par les fleuves côtiers.

### 2.1.2.6. Matière En Suspension

Après une année de mesure de la turbidité en 2012, le suivi de la concentration en MES a été repris en 2013 à la demande d'EDF conformément à la décision ASN 2008-DC-0089 concernant les prescriptions relatives aux modalités de prélèvement et de consommation d'eau et de rejets dans l'environnement des effluents liquides et gazeux pour l'exploitation des réacteurs du CNPE de Penly.

#### 2.1.2.6.a Variations spatiales et saisonnières des matières en suspension en 2013

En 2013, les MES (figure 2.20) ont varié au cours des campagnes de 18,10 à 55,96 mg/L au point *canal*, de 8,30 à 20,50 mg/L au point *rejet*, de 7,77 à 30,00 mg/L au point *contrôle* et de 5,28 à 27,70 mg/L au point *référence*.

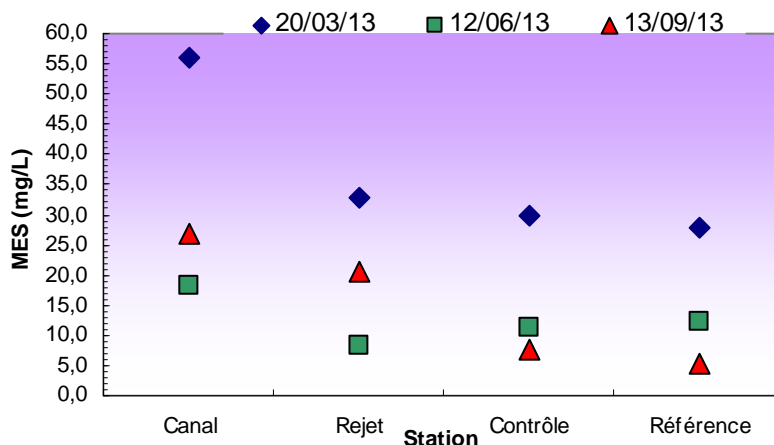


Figure 2.20 : Concentrations en MES dans les eaux de surface lors des campagnes 2013

Au printemps, les valeurs de MES sont les plus fortes de l'année et la concentration au point *canal* est presque deux fois supérieures à celles mesurées sur les autres points. Un gradient décroissant de la côte vers le large apparaît à l'automne.

#### 2.1.2.6.β Variations inter-annuelles

Les variations de MES observées en 2013 sont présentées sur la figure 2.21.

Les concentrations de MES du printemps et de l'été 2013 sont supérieures à celles du printemps et de l'été 2011 excepté au point *rejet* en été. A l'automne, la tendance est inverse, les concentrations de MES de 2013 sont inférieures à celles de 2011. Les concentrations du printemps 2013 sont dans la gamme haute de l'ensemble des données acquises depuis 1989. Les concentrations de l'été et de l'automne sont dans la moyenne, voir dans la gamme basse, des données acquises depuis 1989.

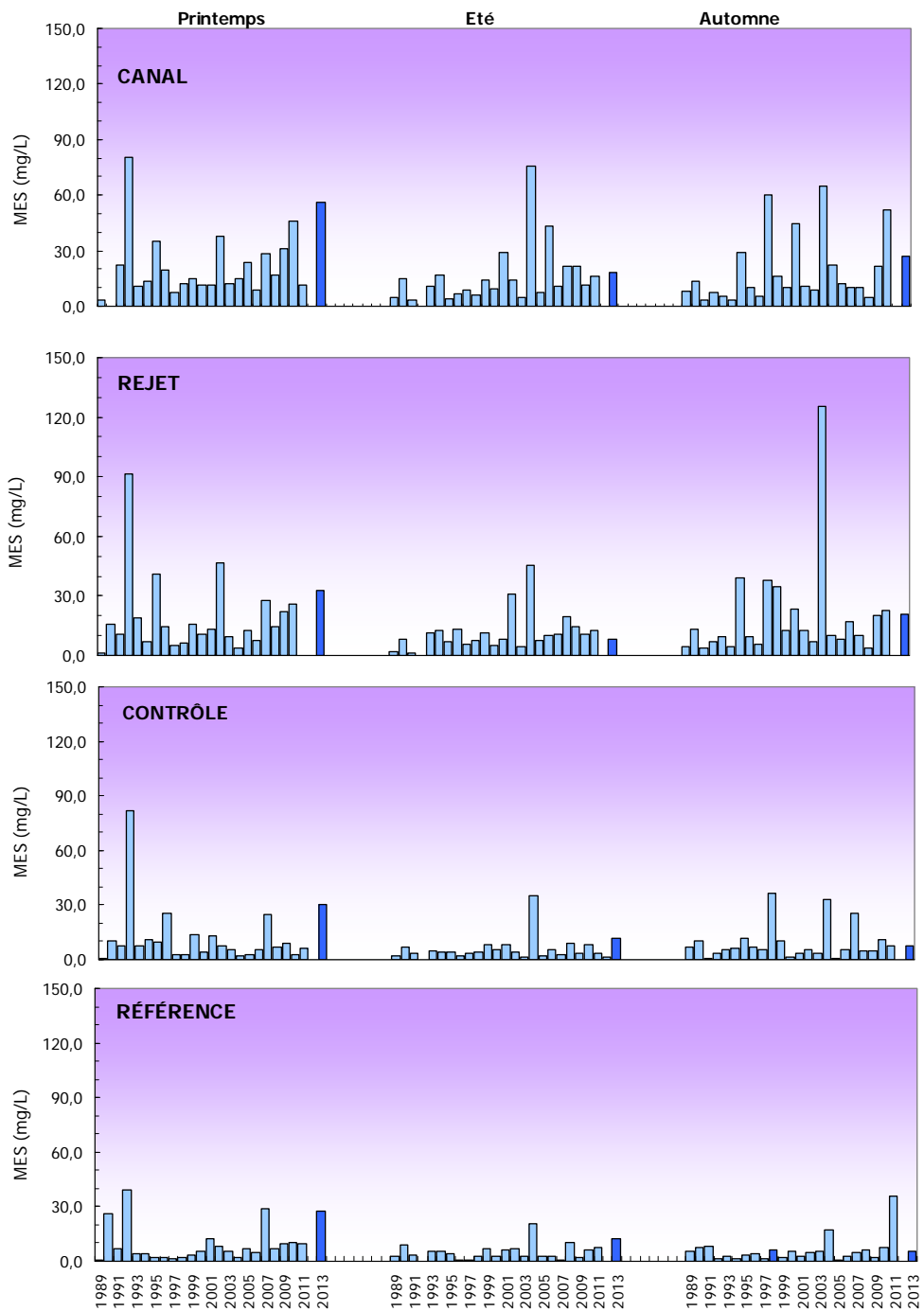


Figure 2.21 : Concentrations de MES dans l'eau de surface lors des campagnes de 1989 à 2013

La distribution des MES est présentée sous forme de boîtes à moustaches sur la figure 2.22.

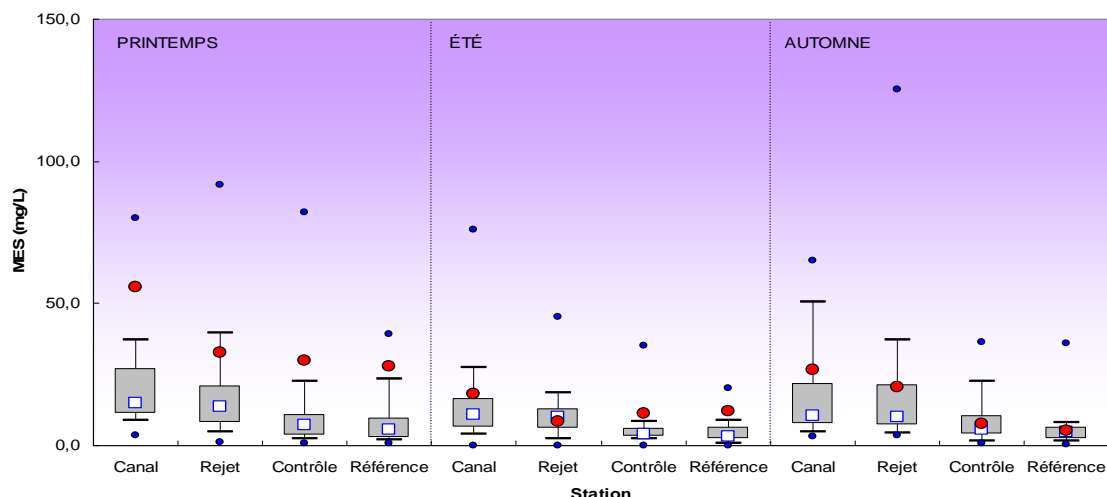


Figure 2.22 : MES par saison et par point depuis 2013. Le point central représente la médiane (□) ; la boîte englobe 50 % des valeurs (▭) ; les moustaches, 80 % des valeurs (┌┐). Les points extrêmes, présentent les valeurs maximales et minimales (●). Le point rouge représente la valeur obtenue en 2012 (●)

Au printemps les concentrations de MES mesurées sont plus élevées que 50 % (*rejet*), voir que 80% (*canal*, *contrôle*, *référence*) des données acquises depuis 1989. En été seul le point *rejet* est proche de la médiane. En revanche, la concentration au point *canal* en été est plus élevée que 50% des valeurs obtenues depuis 1989 et plus élevées que 80% des valeurs obtenues depuis 1989 sur les points *contrôle* et *référence*. A l'automne les concentrations en MES des points *contrôle* et *référence* sont proches de la médiane ; celles des points *canal* et *rejet* sont supérieures aux médianes pluriannuelles.

Un gradient décroissant côte-large est confirmé au printemps et en automne mais n'apparaît pas en été.

#### 2.1.2.6.χ Approche statistique

Le tableau 2.9 présente les résultats des tests statistiques de comparaison des moyennes de concentrations en MES, pour chaque couple de points, entre 1989 et 2013. Ces résultats sont identiques à ceux obtenus pour la période 1989-2012. Les différences significatives sont généralement observées entre un des deux points côtiers (*canal* ou *rejet*) et les deux points plus au large (*contrôle* ou *référence*). Cela confirme l'existence d'un gradient côte-large.

Comparaison	Printemps		Été		Automne	
	type de test	probabilité associée	type de test	probabilité associée	type de test	probabilité associée
Canal / Rejet	test T	0,070	test W	<b>0,016</b>	test W	0,627
Référence / Rejet	test W	<b>0,000</b>	test W	<b>0,000</b>	test W	<b>0,000</b>
Canal / Référence	test W	<b>0,000</b>	test W	<b>0,000</b>	test W	<b>0,000</b>
Contrôle / Canal	test W	<b>0,000</b>	test W	<b>0,000</b>	test W	<b>0,000</b>
Contrôle / Rejet	test W	<b>0,000</b>	test W	<b>0,000</b>	test W	<b>0,000</b>
Contrôle / Référence	test W	0,323	test W	0,303	test W	<b>0,020</b>

Test T : student (loi normal) ; Test W : test Wicolson (pas de loi normal)

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

Tableau 2.9 : Probabilité associée *p* des tests statistiques réalisés sur les phosphate et silicate

Les concentrations de MES mesurées depuis 1989 sont généralement plus importantes au point *canal* et *rejet*, particulièrement au printemps et en automne, saisons soumises à plus d'agitation de la colonne d'eau.

#### 2.1.2.7. Trihalométhanes

Pour éviter le *fouling* dans les canalisations de rejet, les CNPE utilisent le procédé d'électrochloration. Les composés dérivés pouvant être retrouvés dans les eaux des rejets sont essentiellement des trihalométhanes. Il s'agit de composés volatils, comme le chloroforme et le bromoforme, fréquemment identifiés dans les eaux chlorées. Leur structure chimique est homologue à celle du chloroforme (Abarnou et al., 1990). Le bromoforme est la forme chimique dominante. Son temps de demi-vie dans l'eau de mer est inférieur à une heure (Abarnou, 1981). Les teneurs des différents dérivés chlorés varient selon la quantité de matière organique et d'ammoniaque dissous. Les quatre formes organo-halogénées recherchées sont les suivantes :

Tribromométhane = "bromoforme" ( $\text{CHBr}_3$ ),  
Dibromomonochloro-méthane ( $\text{CHBr}_2\text{Cl}$ ),  
Dichloromonobromo-méthane ( $\text{CHBrCl}_2$ ),  
Trichlorométhane = "chloroforme" ( $\text{CHCl}_3$ ).

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

Au cours des dix dernières années, seules les valeurs en tribromométhane (bromoforme) ont été supérieures aux limites de quantification. Dans cette étude nous nous focaliserons donc sur ce composé.

En effet, sur l'ensemble des différents tribrométhanes suivis en 2013, seul le bromoforme a été détecté au dessus de la limite de quantification.

##### 2.1.2.7.a Variations spatiales et saisonnières des trihalométhanes en 2013

En 2013, l'ensemble des points ont été suivis pour évaluer la concentration en trihalométhanes durant les trois campagnes. Des traces de bromoforme ont été détectées au point *canal* à l'automne ( $1,4\mu\text{g/L}$ ) et au point *rejet* en été ( $4,2\mu\text{g/L}$ ) et à l'automne ( $4,6\mu\text{g/L}$ ). Les autres données acquises sont inférieures à la limite de quantification de la méthode d'analyse. La figure 2.23 présente ces résultats.

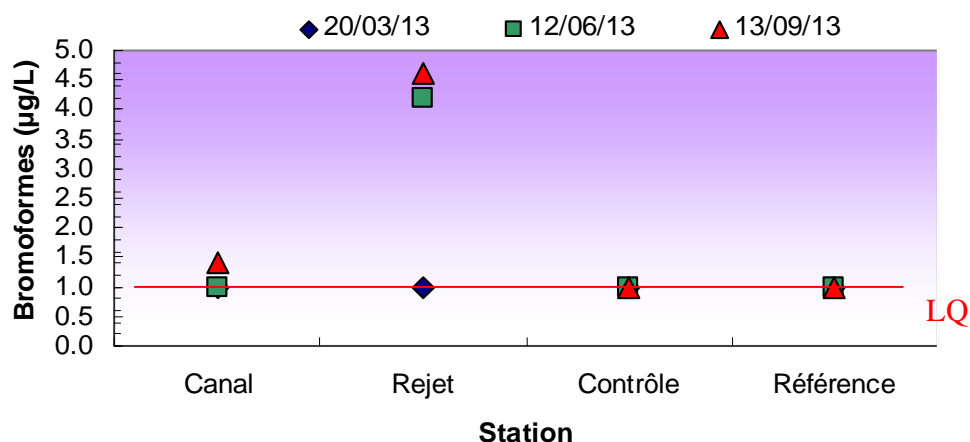


Figure 2.23 : Concentrations en bromoformes dans les eaux de surface en 2013  
(LQ Bromoformes=1 µg/L)

2.1.2.7.β Variations inter-annuelles du trihalométhane

Les variations de concentrations en bromoforme observées depuis 1989 sont présentées sur la figure 2.24. Des concentrations significatives en bromoformes sont détectées majoritairement sur le point *rejet* depuis le début du suivi. La concentration sur ce point en été et automne 2013 fait partie des valeurs hautes de l'ensemble des données acquises depuis le début du suivi.

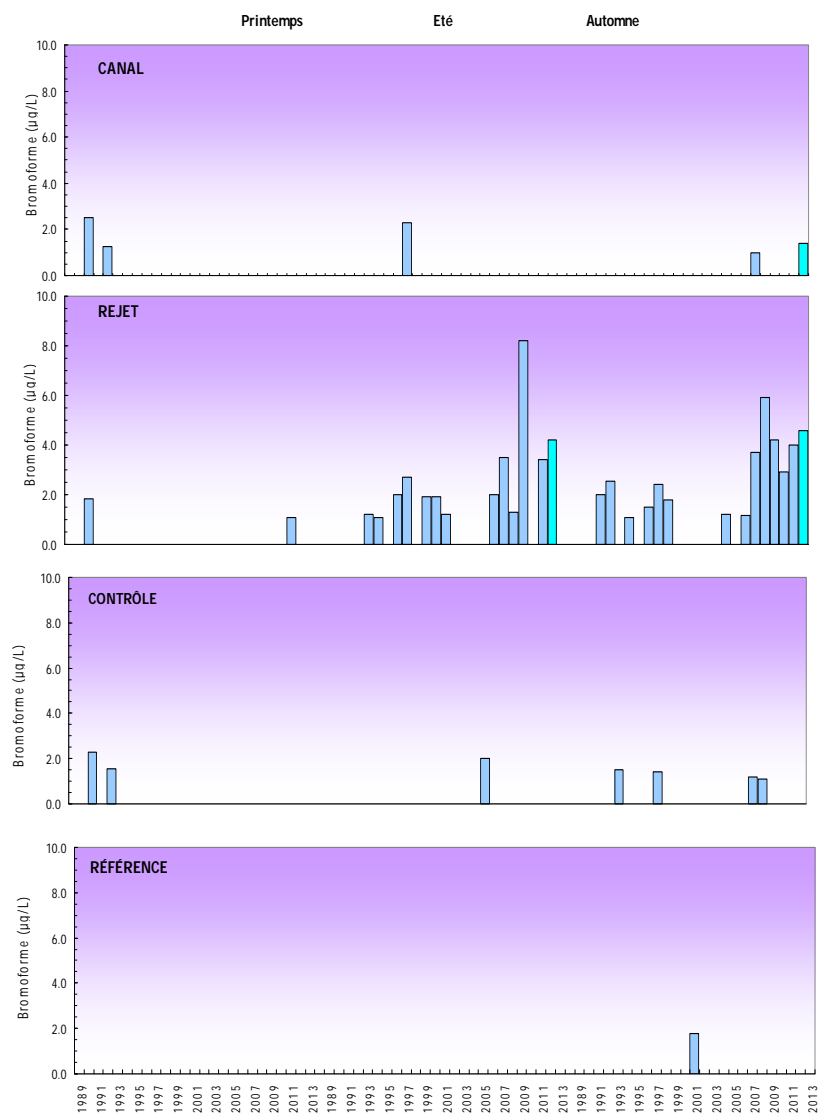


Figure 2.24 : Concentrations en tribromométhane (bromoforme) dans l'eau de surface lors des campagnes de 1989 à 2013

La figure 2.25 présente la distribution des concentrations en bromoforme sous forme de *boîtes à moustaches* pour la période 1991-2013.

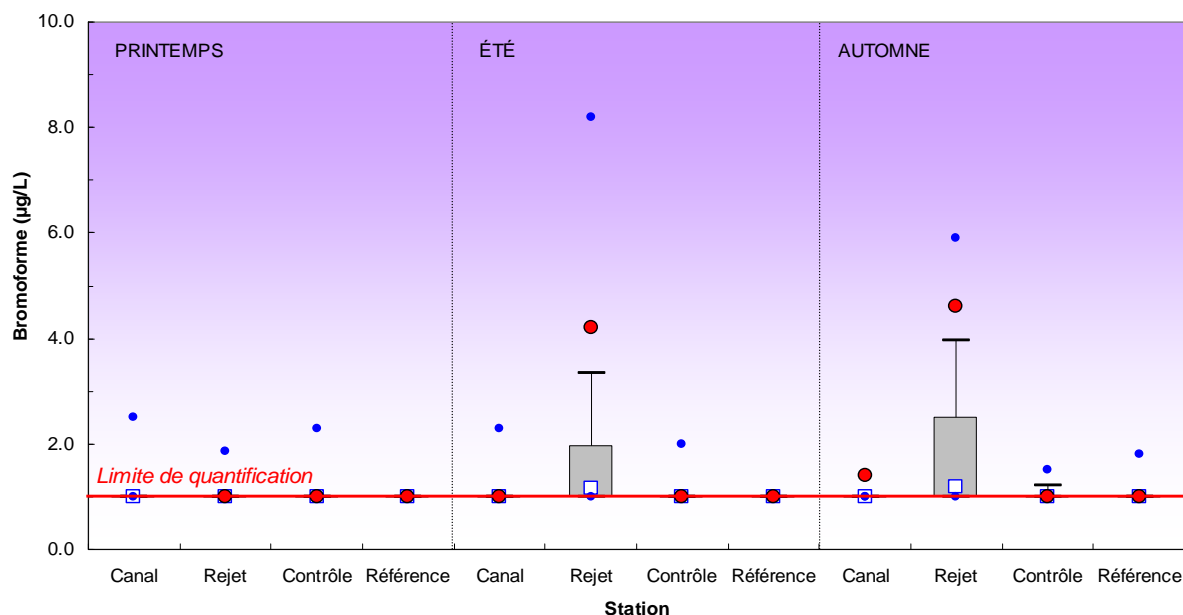


Figure 2.25 : Distributions des concentrations en bromoforme par saison et par point depuis 1991. Le point central représente la médiane (□) ; la boîte englobe 50 % des valeurs (▭) ; les moustaches, 80 % des valeurs (┌┐). Les points extrêmes, présentent les valeurs maximales et minimales (•). Le point rouge représente la valeur obtenue en 2013 (•).

Seul le point *rejet* présente une variation remarquable de concentration en bromoforme depuis le début du suivi. Ce qui se confirme durant le suivi de l'été et l'automne 2013, les concentrations dépassant celles de 80% des valeurs acquises depuis le début du suivi.

L'ensemble des valeurs mesurées reste largement inférieur au seuil de 10 µg/L, concentration considérée acceptable pour le milieu marin (Abarnou *et al.* 1990).

#### 2.1.2.8. Hydrazine et éthanolamine

Suite à la parution de la décision n° 2008-DC-0089 concernant les prescriptions relatives aux modalités de prélèvement et de consommation d'eau et de rejets dans l'environnement des effluents liquides et gazeux pour l'exploitation des réacteurs du CNPE de Penly, un suivi des concentrations en hydrazine et éthanolamine dans le milieu récepteur est réalisé depuis l'an passé. Ces paramètres sont suivis aux abords du CNPE depuis 2012.

En 2013, l'ensemble des concentrations obtenues est inférieur à la LQ qui est de 0,1mg/L que ce soit pour l'hydrazine ou pour l'éthanolamine.



### 2.1.3. Conclusion

Afin d'expliquer l'évolution annuelle 2013 des paramètres suivis sur le CNPE de Penly il est nécessaire de rappeler les tendances générales climatiques à Dieppe en 2013.

L'année 2013 a été caractérisée par un printemps froid, un été orageux et un automne chaud. En comparant avec la période 1960-2012, l'année 2013 se distingue par un fort déficit de précipitation en avril et en juin. Enfin le débit de la Béthune est nettement supérieur à la moyenne des données récoltées depuis 1941 durant le premier semestre 2013 (cf. 1.6 Climatologie).

Les **températures** de l'eau de mer relevées lors de la campagne 2013 ont été caractérisées par des valeurs faibles au printemps, proches des médianes pluriannuelles en été et plutôt élevées en automne comparées aux moyennes mensuelles enregistrées sur la période 1960-2012. L'écart saisonnier le confirme puisque la température de l'eau augmente de 8°C entre mars et juin et de 4°C entre juin et septembre. De plus, la comparaison de l'écart de température entre le point *rejet* et chacun des 3 autres points démontre un écart plus fort en automne pour les 3 couples, c'est-à-dire une température au point *rejet* bien distincte des autres points. De plus les taux de dilution révèlent une dilution plus faible en septembre entre le point *rejet* et le point *canal* et donc un réchauffement plus marqué à la côte que les autres années. L'étude statistique sur les mesures 2013 révèle, toutes saisons confondues, une différence systématique entre chaque couple de stations, excepté entre *contrôle /canal* au printemps et à l'automne et *canal/référence* à l'automne.

Les **salinités** observées au printemps et en été 2013 ont été proches des médianes pluriannuelles sur l'ensemble des points de surveillance. A l'automne 2013 les mesures sont dans la gamme haute des valeurs pluriannuelles. Cela est à mettre en relation avec les chaudes températures de l'eau en automne. Comparé à 2012, les salinités de 2013 ont tendance à être inférieures ou similaires, sachant qu'elles étaient déjà en gamme haute en 2012 par rapport à l'ensemble des données récoltées depuis le début du suivi. Dans ce secteur de la Manche, les valeurs de salinités sont sensibles aux apports d'eau douce d'origine fluviale. Des relations linéaires significatives existent entre la salinité et les débits de la Bresle et de la Béthune (fleuves proches du CNPE). Les campagnes 2013 ont été caractérisées par la présence du gradient de salinité croissant côte large dû notamment à l'influence des cours d'eau. Les tests statistiques révèlent des différences significatives de salinité sur l'ensemble de couple de stations exception faite pour *contrôle/rejet* au printemps et *contrôle/référence* sur les trois campagnes.

Le suivi 2013 des **sels nutritifs** révèle des concentrations en silicates, nitrates et nitrites plus élevées qu'en 2012. Le développement phytoplanctonique a été retardé dû, probablement, à l'augmentation tardive de la température de l'eau. Ce développement phytoplanctonique tardif peut expliquer ces fortes concentrations. En effet, les stocks hivernaux de sels nutritifs n'ont pas été totalement consommés au printemps. Les concentrations de phosphates sont basses sur l'ensemble des points, toutes saisons confondues, par rapport à l'ensemble des données récoltées depuis le début du suivi. Concernant l'ammonium, les concentrations, tous points confondus, sont faibles au printemps et en août mais dans la gamme haute des données récoltées depuis le début du suivi, à l'automne, exception faite pour le point *référence*. Concernant les tests statistiques, des différences significatives sont observées en été et en automne. En revanche, l'absence de différence significative au printemps met en évidence l'absence d'un gradient côte large marquée, en terme de concentrations en sels nutritifs à cette saison.

En 2013, la mesure des **Matières En Suspension** a de nouveau été choisie dans la stratégie remplaçant la turbidité. Ce paramètre a été caractérisé par des variations spatiales importantes avec en particulier un gradient décroissant côte large très marqué au printemps et à l'automne. En été, les concentrations des quatre stations sont similaires. Sur le plan temporel, les concentrations en MES se sont avérées plus élevées au printemps contrairement à 2012 où la turbidité était plus importante à l'automne.

Les concentrations en **trihalométhanes** ont été suivies durant les trois campagnes aux différents points de surveillance. Une attention particulière dans ce rapport a été portée sur les bromoformes, seuls composés à avoir présenté des traces dans le milieu jusqu'à maintenant. En 2013 trois mesures ont été

quantifiée mais reste inférieur à la valeur de référence de 10 $\mu$ g/L, concentration généralement considérée comme acceptable dans l'eau de mer.

Les concentrations en **hydrazine et éthalonamine** ont été suivies durant les trois campagnes aux différents points de surveillance. Les concentrations sont inférieures au seuil de quantification de la méthode sur toutes les stations et en toutes saisons.

En conclusion, les données relatives au compartiment hydrologique acquises en 2013 dans le cadre du programme de surveillance écologique du CNPE de Penly mettent en évidence un échauffement de l'eau aux abords des bouches de rejets. Cette perturbation thermique reste cependant géographiquement très limitée. L'ensemble des autres paramètres suivis présente des valeurs et des variations saisonnières classiques pour cette zone de la Manche. Ainsi les rejets du CNPE n'affectent pas de façon générale la distribution et les variations saisonnières des paramètres étudiés autres que la température. Les caractéristiques hydrologiques intrinsèques du milieu n'apparaissent donc pas modifiées de manière sensible et significative.



## 2.2 Chapitre Phytoplancton

<i>Rapport</i>	Sylvaine Françoise (LERN)
<i>Dénombrements</i>	Sylvaine Françoise (LERN) Mathilde Schapira (LERN)
<i>Mesures PAM</i>	Sylvaine Françoise (LERN) Emilie Rabiller (LERN) Mathilde Schapira (LERN) Laure Lamort (LERN)
<i>Traitement des images satellite</i>	Francis Gohin (Ifremer/Dyneco).
<i>Prélèvements et Analyses</i>	Sylvaine Françoise (LERN), Frank Maheux (LERN), Olivier Pierre-Duplessix (LERN), Benjamin Simon (LERN), Emilie Rabiller (LERN) Mathilde Schapira (LERN)
<i>Analyses statistiques</i>	Antoine BAEHR (LERN) Mathilde SCHAPIRA (LERN)



## 2.2. Phytoplancton

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 2013.

### 2.2.1. 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 2.1.1). Les prélèvements sont effectués avec des bouteilles Niskin, en surface pour l'ensemble des points *canal*, *rejet*, *contrôle* et *référence*. A chaque point de prélèvement, trois répliqués sont prélevés pour les analyses de la production primaire.

#### 2.2.1.1. Mesure de la chlorophylle

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

Les filtres sont ensuite congelés à l'obscurité jusqu'au dosage. L'extraction se fait par addition de 10 mL d'acétone à 90 % (90/10, acétone/eau) pendant 18 heures à l'obscurité. Après centrifugation à 3 000 tours pendant 15 minutes, le surnageant est placé dans une cuve de trajet optique de 5 cm. L'absorption est alors mesurée à différentes longueurs d'onde sans acidification dans un premier temps, puis après acidification (Aminot et Kérouel, 2004).

#### 2.2.1.2. Mesure de la production primaire

Un fluorimètre 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 de ce peuplement. Le transfert d'énergie au niveau de l'appareil photosynthétique (photosystème II) des cellules phytoplanctoniques pourra 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 de l'intensité lumineuse. Ce nuage de points est ensuite ajusté mathématiquement par un modèle (modèle de Webb), afin de déterminer les paramètres photosynthétiques caractéristiques :

- rETR représente le taux de transport des électrons (Electron transport rate – ETR) au niveau du photosystème PSII.
- $rETR_{max}$  correspond à la capacité maximale de production de l'échantillon
- $Y_{max} = (F_m - F_o) / F_m$  ou l'efficacité quantique maximale du PSII, 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. Ce paramètre donne une indication de l'état physiologique du peuplement.

#### 2.2.1.3. Étude systémique du phytoplancton

Un volume de 100 mL d'échantillon est fixé par du Lugol acide à bord du bateau immédiatement après le prélèvement. Au laboratoire, 10 mL d'échantillon sont mis à décanter dans des cuves pendant huit heures selon la technique d'Utermöhl (Utermöhl, 1958). La détermination et le comptage des espèces s'effectuent avec un microscope inversé Olympus à contraste de phase. Un minimum de 100 cellules est dénombré afin d'obtenir une précision d'au moins  $\pm 20\%$  (Lund, 1958). Les résultats sont exprimés en nombre de cellules par litre.

#### 2.2.1.4. Télédétection satellitaire

Les images climatologiques de la chlorophylle ont été obtenues avec l'algorithme développé à l'Ifremer par Francis Gohin (Gohin et al, 2002) sur la série d'images obtenues par les capteurs SeaWiFS et MODIS entre 1998 et 2007. Les images quotidiennes de la série 2013 sont celles du capteur MODIS. Toutes ces séries ont été traitées avec le même algorithme et mises à disposition par le projet MarCoast.

#### 2.2.1.5. Analyses statistiques

Un traitement statistique a été réalisé pour les concentrations en chlorophylle *a*, les abondance totales pour les périodes 1987-2013 et pour les paramètres photosynthétiques (i.e. rETR et  $Y_{max}$ ) entre 2007 et 2013. 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 à long terme. Pour cela, des tests de comparaisons de moyennes pour données appariées ont été utilisés. Pour chaque paramètre, le choix du test statistique le plus approprié est conditionné par l'étude de la distribution de la différence entre les valeurs prises au point A et celles prises au point B. L'étude de cette distribution est réalisée à l'aide du test de Shapiro-Wilks. Lorsque la distribution est normale, c'est le test T de Student pour données appariées qui est utilisé. Dans le cas contraire (distribution non normale), la comparaison des données est réalisée à l'aide du test de Wilcoxon pour données appariées.

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 %.

## 2.2.2. Résultats

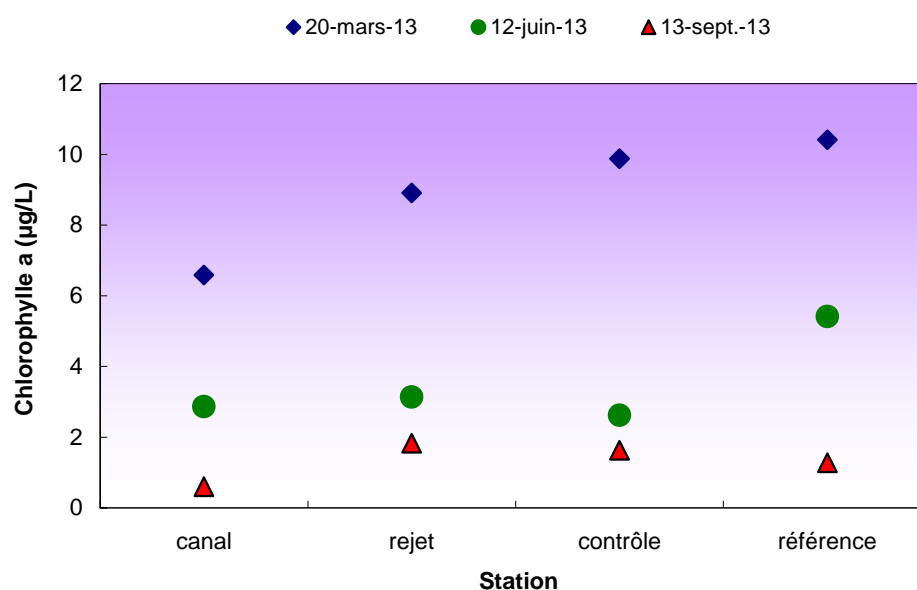
Les résultats obtenus en 2013 sont donnés par le tableau 2.10 ci-dessous.

		CANAL	REJET	CONTRÔLE	REFERENCE
20-mars	<i>Chlorophylle a</i> ( $\mu\text{g/L}$ )	6,59	8,91	9,88	10,41
	<i>Phéopigments</i> ( $\mu\text{g/L}$ )	1,54	1,04	0,67	0,96
	<i>rETR</i> (unités relatives)	165	185	185	175
	<i>Ymax</i> (unités relatives)	0,62	0,71	0,64	0,73
	<i>Microphytoplancton</i> ( $\text{cell/L}^{-1}$ )	97600	111000	81700	196000
12-juin	<i>Chlorophylle a</i> ( $\mu\text{g/L}$ )	2,87	3,14	2,62	5,41
	<i>Phéopigments</i> ( $\mu\text{g/L}$ )	0,74	0,23	0,24	0,21
	<i>rETR</i> (unités relatives)	221	238	205	152
	<i>Ymax</i> (unités relatives)	0,68	0,72	0,72	0,71
	<i>Microphytoplancton</i> ( $\text{cell/L}^{-1}$ )	53400	100800	101400	300500
13-sept.	<i>Chlorophylle a</i> ( $\mu\text{g/L}$ )	0,6	1,83	1,63	1,28
	<i>Phéopigments</i> ( $\mu\text{g/L}$ )	3,76	0,81	2,54	0,63
	<i>rETR</i> (unités relatives)	145	145	209	164
	<i>Ymax</i> (unités relatives)	0,89	0,87	0,85	0,93
	<i>Microphytoplancton</i> ( $\text{cell/L}^{-1}$ )	98800	136700	275000	15800

**Tableau 2.10 : Valeurs des paramètres phytoplanctoniques aux quatre points de surveillance de la centrale de Penly en 2013**

### 2.2.2.1. Biomasse chlorophyllienne

#### 2.2.2.1.a Variations spatiales et saisonnières en 2013



**Figure 2.26 : Évolution de la chlorophylle lors des trois campagnes de surveillance 2013**



Au cours de l'année 2013, les valeurs de chlorophylle *a* s'échelonnent entre 0,6 µg/L au point *canal* en septembre, et 10,41 µg/L au point *référence* en mars (figure 2.26).

La concentration en chlorophylle varie en fonction de la période d'échantillonnage. Pour l'ensemble des points, les concentrations les plus fortes ont été mesurées au mois de mars, où l'on observe un gradient côte-large, et les plus faibles ont été mesurées en septembre.

En juin, la biomasse phytoplanctonique est supérieure sur le point *référence*.

### 2.2.2.1.b Variations inter-annuelles

Les valeurs de chlorophylle *a* obtenues en mars 2013 sont supérieures à celles de 2012 excepté sur le point *canal* (figure 2.27). Les valeurs obtenues en juin et septembre sont quant à elles, du même ordre de grandeur que celles observées aux mêmes saisons en 2012.

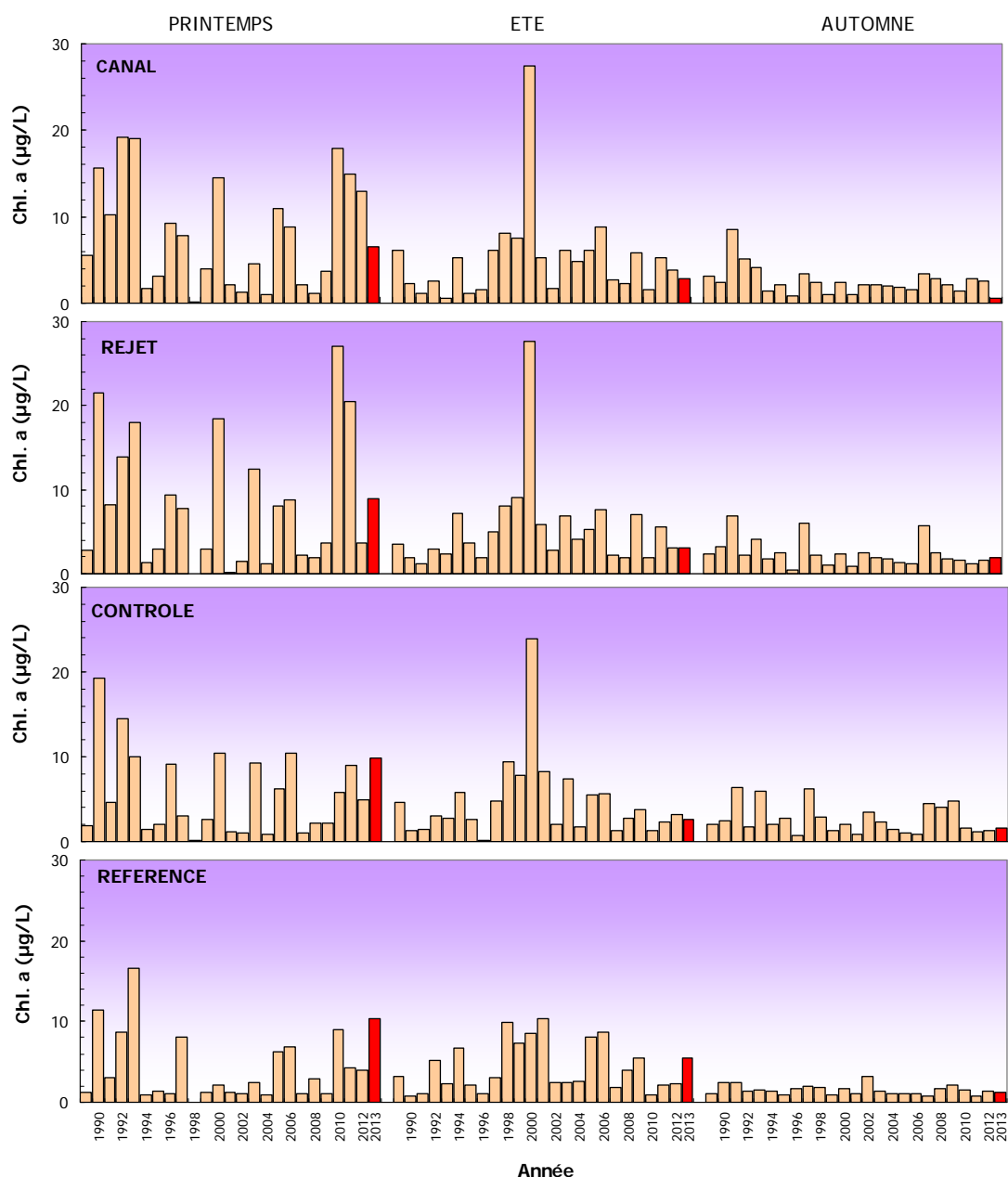


Figure 2.27 : Évolution de la chlorophylle de 1989 à 2013

La forte variabilité des valeurs printanières s'explique par (1) la dispersion des dates de campagnes avant 2000, et (2) le caractère aléatoire du déclenchement des efflorescences printanières. Le printemps présente les plus fortes dispersions des valeurs (boîtes contenant 50 % des valeurs) par rapport aux deux autres saisons (figure 2.28) et tout particulièrement par rapport à la campagne de septembre. En été, des valeurs extrêmes sont observées, mais les "boîtes à moustaches" restent homogènes entre elles avec peu de variabilité sur les quatre points. L'automne présente les plus faibles dispersions, les boîtes de taille réduite mettent en évidence une plus forte stabilité des concentrations de chlorophylle à cette saison.

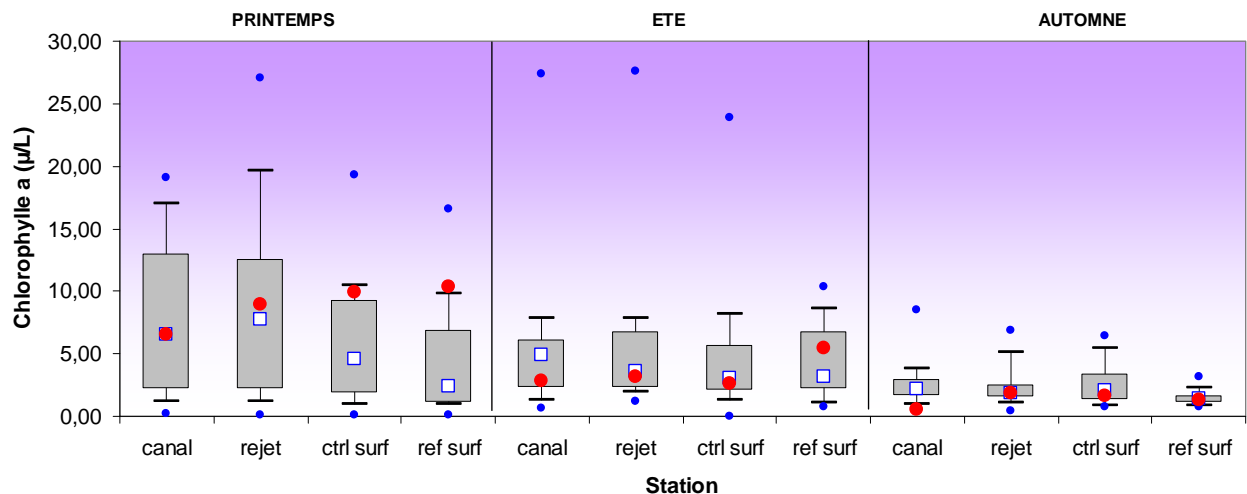


Figure 2.28 : Évolution de la chlorophylle de 1989 à 2013. Le point central représente la médiane (□) ; la boîte englobe 50 % des valeurs (▭) ; les moustaches, 80 % des valeurs (└─┘). Les points extrêmes, présentent les valeurs maximales et minimales (●). Le point rouge représente la valeur obtenue en 2013 (●)

Les valeurs enregistrées en mars 2013 sont proches des médianes pluriannuelles sur les points *canal* et *rejet*. La chlorophylle *a* mesurée sur les points *contrôle* et *référence* en mars est deux fois supérieure à la médiane pluriannuelle. En été et en automne, les concentrations de chlorophylle restent dans, ou à la limite de la boîte englobant les 50% des valeurs.

On observe un gradient côte-large bien marqué au printemps avec un maximum de 10,41 µg/L sur le point *référence*. Au printemps et en été, les plus fortes valeurs mesurées de chlorophylle *a* se situent au point *référence* tandis que la valeur maximale est sur le point *rejet* en automne.

#### 2.2.2.1.c Approche statistique

Les tests statistiques présentés dans le tableau 2.11 montrent qu'aucune différence significative n'est observée entre tous les points en été. Au printemps, il existe des différences significatives entre le point *référence* et les points *rejet* et *canal* et entre le point *contrôle* et les points *canal* et *rejet*. En automne les différences significatives se trouvent entre le point *référence* et les points *contrôle*, *canal* et *rejet*.

Comparaison	Printemps	Été	Automne
Canal/rejet	0,0541	0,4675	0,2878
Canal/Contrôle	<b>0,0061</b>	0,2304	0,751
Référence/rejet	<b>0,0001</b>	0,2834	<b>0,0051</b>
Canal/référence	<b>0,0003</b>	0,3847	<b>0,0021</b>
Contrôle/Référence	0,0711	0,6806	<b>0,0011</b>
Contrôle/Rejet	<b>0,0184</b>	0,0587	0,266

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

**Tableau 2.11 : Probabilité associée *p* des tests statistiques sur la chlorophylle**

#### 2.2.2.1.d Approche par imagerie satellite

Les valeurs de chlorophylle *a* obtenue par les cameras SeaWiFS et MODIS permettent de suivre l'évolution mensuelle des développements phytoplanctoniques en Manche. Ces images affichent, pour chaque pixel, la moyenne des valeurs obtenues entre 1998 et 2007 (figure 2.29). Les observations de 2013 (figure 2.30) peuvent ainsi être replacées dans ces données de climatologie mensuelle de la chlorophylle *a* en Manche (données 1998-2007).

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 des 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 phytoplanctonique 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.

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 µg/L.

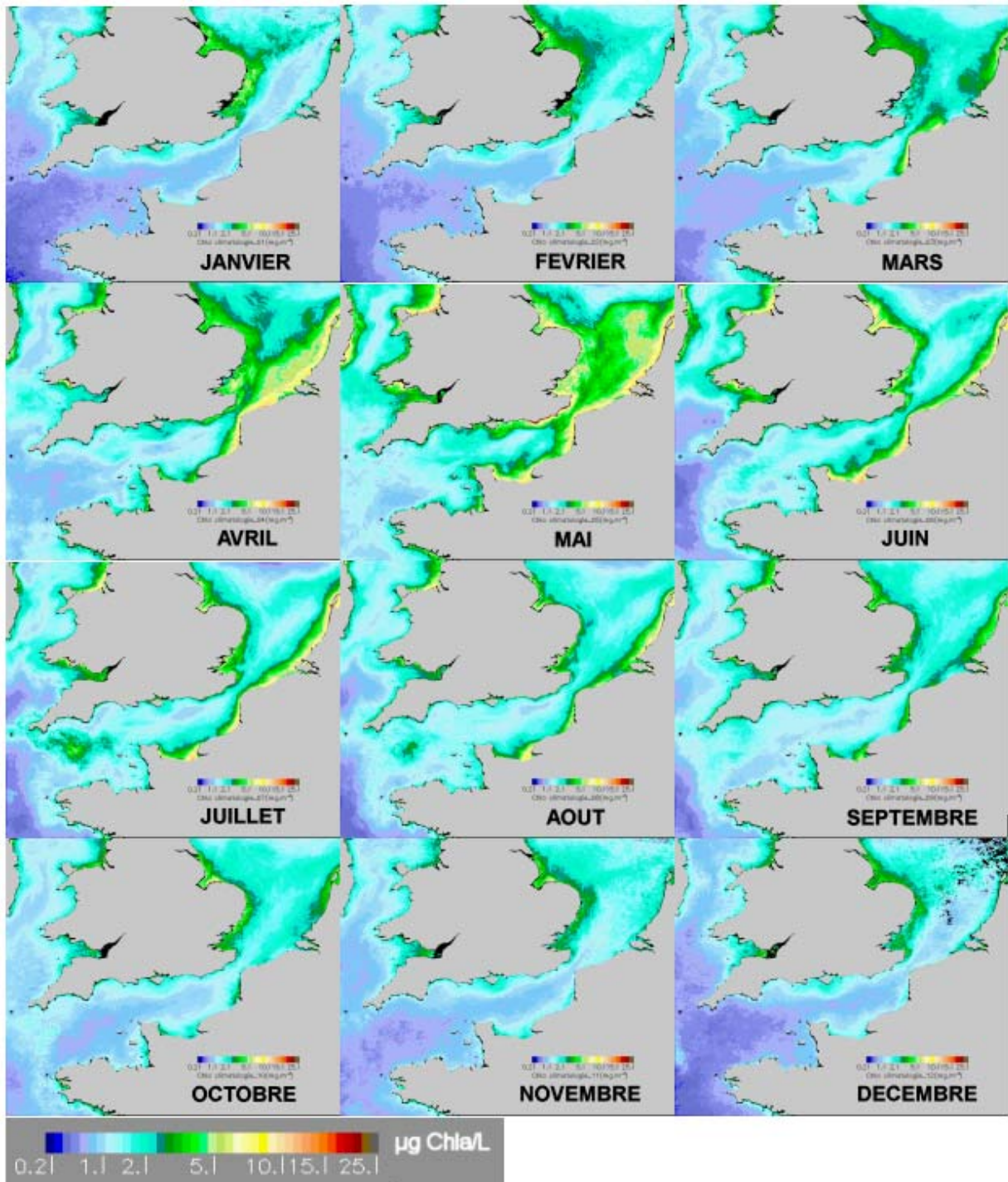


Figure 2.29 : Distribution mensuelle de la chlorophylle *a* en Manche obtenue après traitement des images des cameras SeaWiFS et MODIS entre 1998 et 2007 avec l'algorithme Ifremer



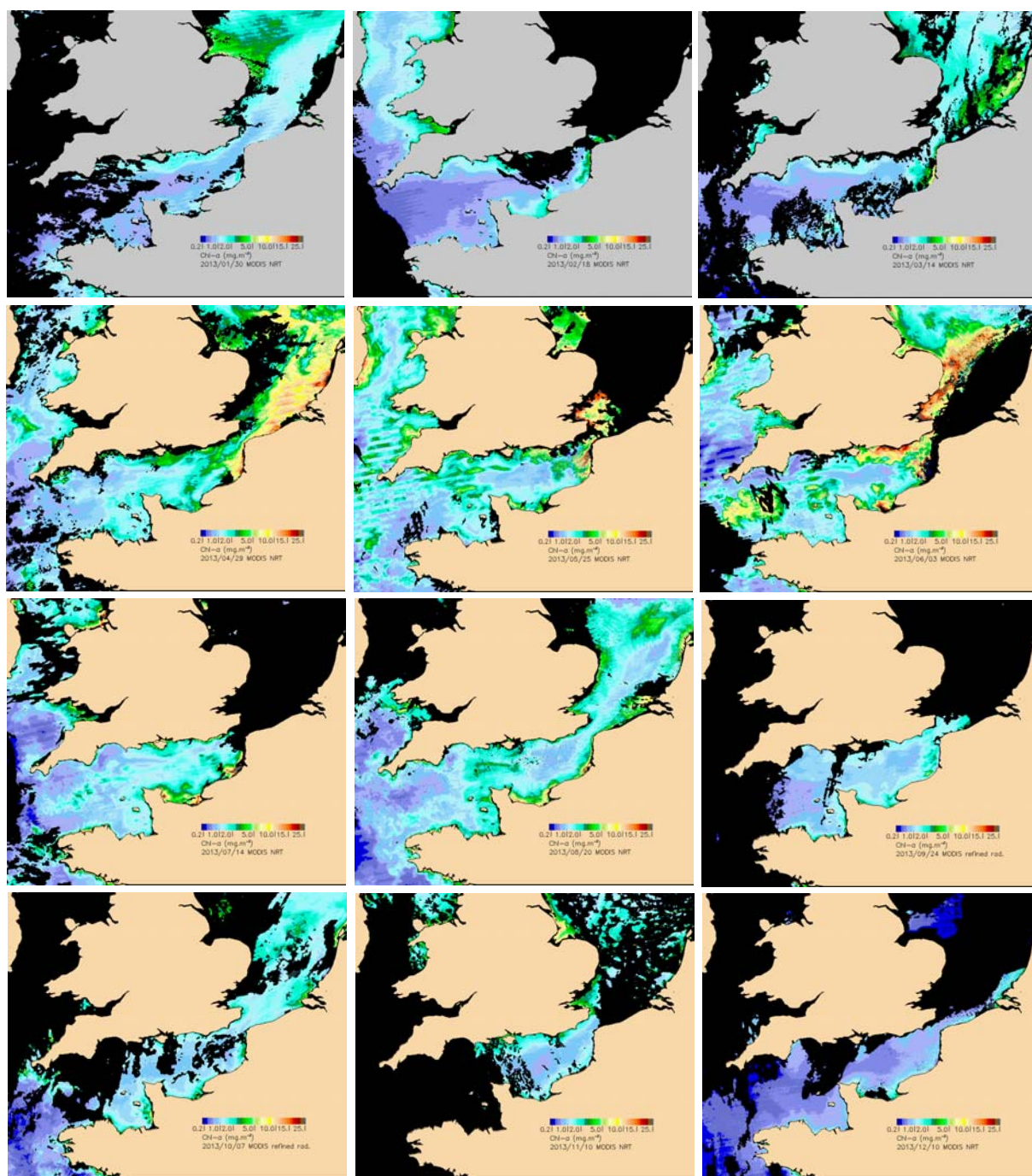


Figure 2.30 : Série d'images 2013 obtenues par la caméra MODIS et traitées avec l'algorithme Ifremer pour obtenir les concentrations en chlorophylle (Ifremer)

La comparaison des images obtenues en 2013 par rapport à la climatologie 1998-2007, indique que les variations observées en 2013 se situent globalement dans la moyenne pluriannuelle. Elles sont conformes à la dynamique mensuelle de la chlorophylle *a* en Manche (figure 2.29) avec toutefois un léger retard de la production phytoplanctonique au mois de mai sur les côtes du Calvados.

### 2.2.2.2. Production primaire

La 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 2013 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 très mauvais état physiologique des cellules.

#### 2.2.2.2.a Variations spatiales et saisonnières de la production primaire (rETR)

Les valeurs de rETR mesurées en 2013 sont comprises entre 145 aux points *canal* et *rejet* en septembre et 238 au point *rejet* en été. (figure 2.31).

Les valeurs d'été relevées atteignent leur maximum sur les points *canal* et *rejet*, mais sont inférieures à celles obtenues en automne sur les points *contrôle* et *référence*.

Les valeurs recensées en mars sont plus homogènes, variant de 165 à 185 selon les points échantillonnés.

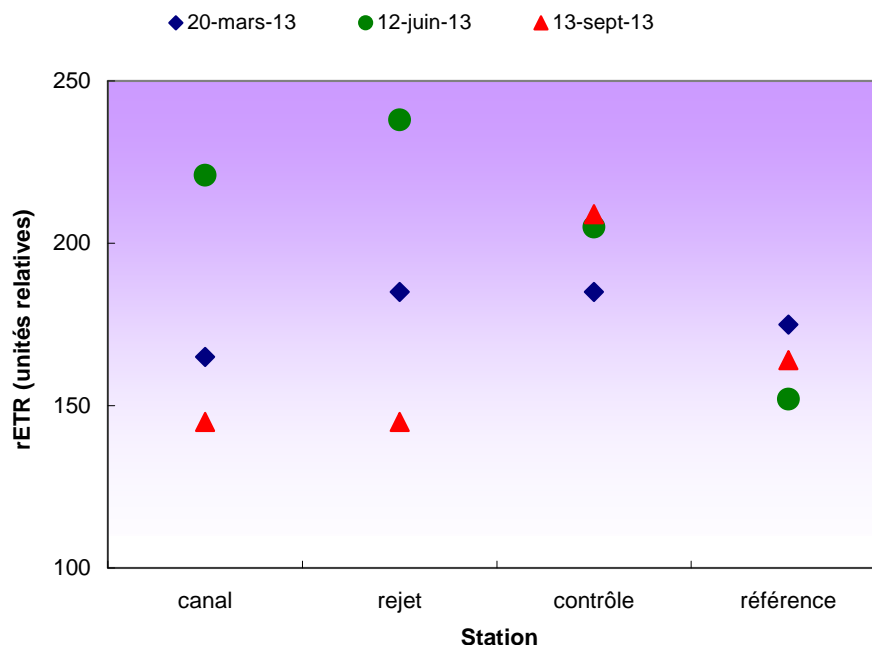


Figure 2.31 Évolution de la production primaire potentielle (rETR) maximale lors des trois campagnes de surveillance de Penly en 2013

#### 2.2.2.2.b Approche statistique

Les tests statistiques réalisés sur les données acquises depuis 2007 sont présentés dans le tableau 2.12. Durant les campagnes 2013 et quelques soient les points suivis, aucune différence significative n'est observée pour les valeurs de rETR excepté entre le point *canal* et le point *rejet* en automne.

Comparaison	Printemps	Été	Automne
Canal/rejet	0,2969	0,2188	<b>0,0360</b>
Canal/Contrôle	0,4688	0,1563	0,6875
Référence/rejet	0,875	0,375	0,125
Canal/référence	1	0,25	0,375
Contrôle/Référence	0,25	0,25	0,625
Contrôle/Rejet	1	0,9154	0,2084

Tableau 2.12 : « p-value » des tests statistiques sur les valeurs de rETR (différence significative : p-value<0.05)

#### 2.2.2.2.c Variations spatiales et saisonnières de l'efficacité quantique maximale ( $Y_{max}$ )

Les valeurs de l'efficacité quantique obtenue en 2013 varient entre 0,62 et 0,93. La valeur maximale a été observée au mois de septembre au point *référence* (figure 2.32). La plus faible a été mesurée sur le point *canal* en mars.

Ces valeurs caractérisent un bon état physiologique du peuplement phytoplanctonique sur les 3 périodes de prélèvement. Les cellules phytoplanctoniques à proximité de Penly n'ont pas subi d'importants stress nutritifs ou lumineux au cours des différentes périodes d'échantillonnage.

Par rapport à 2012, les valeurs de  $Y_{max}$  sont supérieures et indiquent que les populations phytoplanctoniques étaient dans un meilleur état physiologique lors des campagnes de prélèvements.

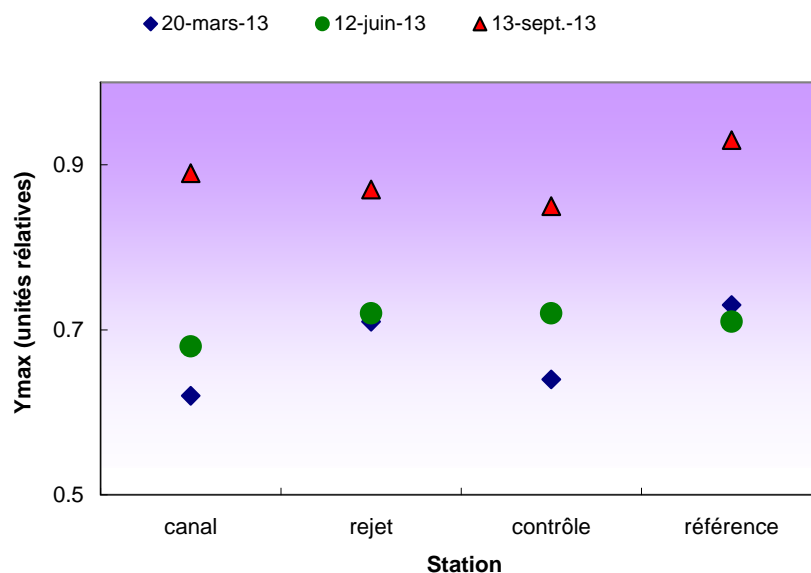


Figure 2.32 : Évolution des valeurs de l'efficacité quantique maximale ( $Y_{max}$ ) lors des trois campagnes de surveillance de Penly en 2013

La figure 2.33 représente l'évolution des valeurs de  $Y_{max}$  depuis 2007. Les plus faibles valeurs de  $Y_{max}$  enregistrées suggèrent des carences en nutriments. Cette situation est fréquente en fin d'efflorescence ou dans les eaux à caractère plus océanique.

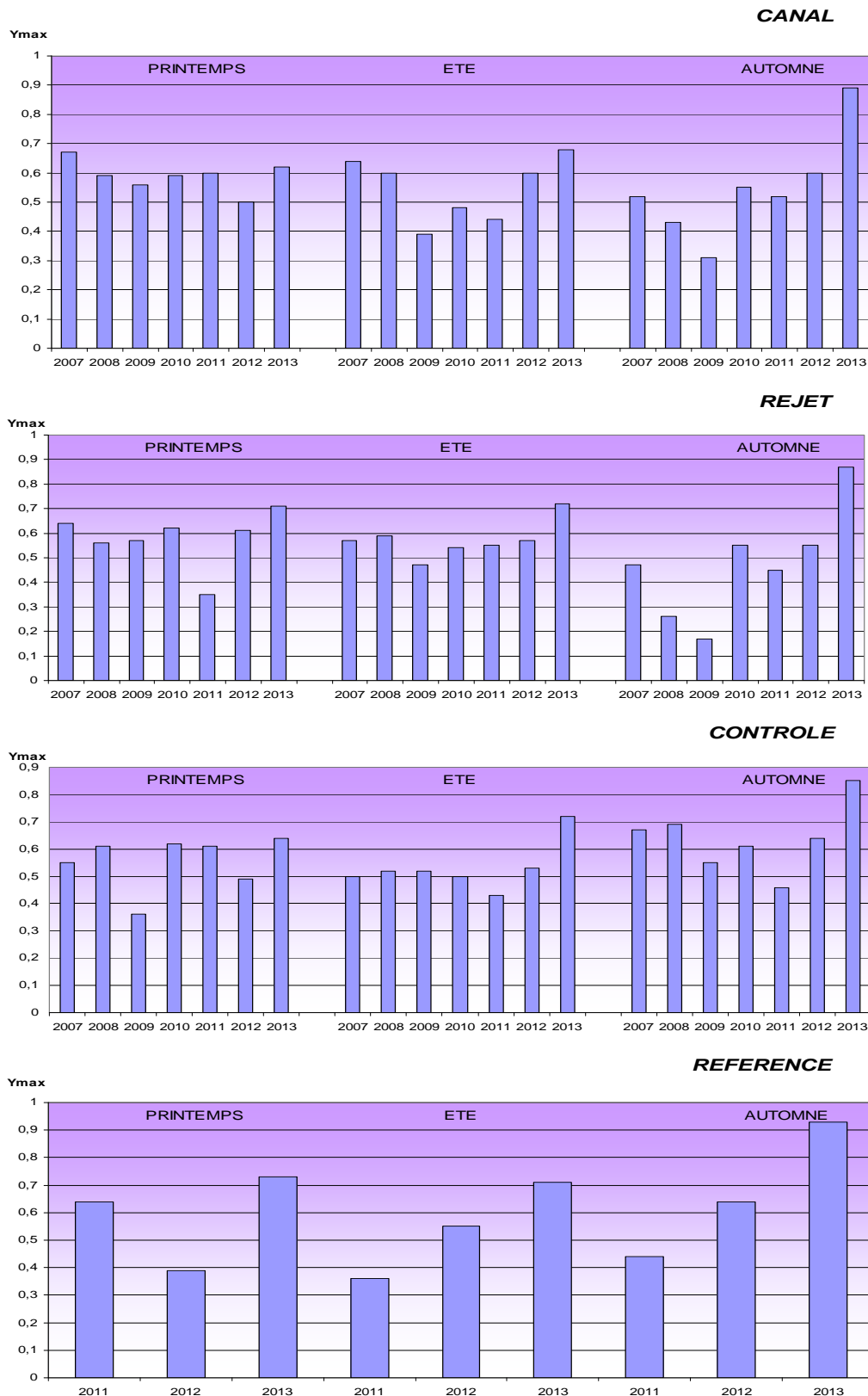


Figure 2.33 : Évolution des valeurs de  $Y_{max}$  de 2007 à 2013 (sauf sur le point référence : 2011-2013)



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, produisent une mortalité massive des cellules. Ceci est très difficile à vérifier expérimentalement avec des mesures de biomasse chlorophyllienne, principalement en raison d'une variabilité spatiale très importante. Cependant, la mesure de  $Y_{\max}$  permet une véritable estimation de l'état physiologique des peuplements présents au point *rejet* or celui-ci n'est pas significativement inférieur aux autres valeurs obtenues sur les autres points.

Plus d'années seront nécessaires pour observer une réelle tendance, s'il en existe une. Mais les résultats obtenus depuis 2007 indiquent que les peuplements phytoplanctoniques ne sont significativement pas affectés par l'augmentation de la température de l'eau 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.

#### 2.2.2.2.d Approche statistique

Les tests statistiques réalisés sur les données acquises depuis 2007 sont présentés dans le tableau 2.13.

Le résultat des tests montre qu'aucune différence significative n'est mise en évidence au printemps et en été. Lors de la campagne automnale, il apparaît une différence significative entre le point *rejet* et les points *canal* et *contrôle*.

Comparaison	Printemps	Eté	Automne
<i>Canal/rejet</i>	0,8655	0,375	<b>0,0360</b>
<i>Canal/Contrôle</i>	0,3285	0,6875	0,1755
<i>Référence/rejet</i>	0,75	0,25	0,5
<i>Canal/référence</i>	1	0,5	1
<i>Contrôle/Référence</i>	1	0,75	1
<i>Contrôle/Rejet</i>	0,5294	0,1411	<b>0,0469</b>

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

Tableau 2.13 : Probabilité associée *p* des tests statistiques sur  $Y_{\max}$

### 2.2.2.3. Microphytoplancton

#### 2.2.2.3.a Variations spatiales et saisonnières en 2013

Les abondances microphytoplanctoniques de 2013 sont présentées en figure 2.33. Elles sont exprimées en nombre de cellules par litre d'eau de mer. Les plus fortes abondances ont été observées sur le point *référence* au mois de juin avec un maximum de 300 500 cell/L. Les abondances les plus faibles sont observées au même point en septembre avec 15 800 cell/L.

En mars et juin les valeurs d'abondance sont relativement homogènes. Ceci peut être expliqué par le retard de la hausse des températures ayant eu lieu en 2013 et ayant retardé la croissance du phytoplancton.

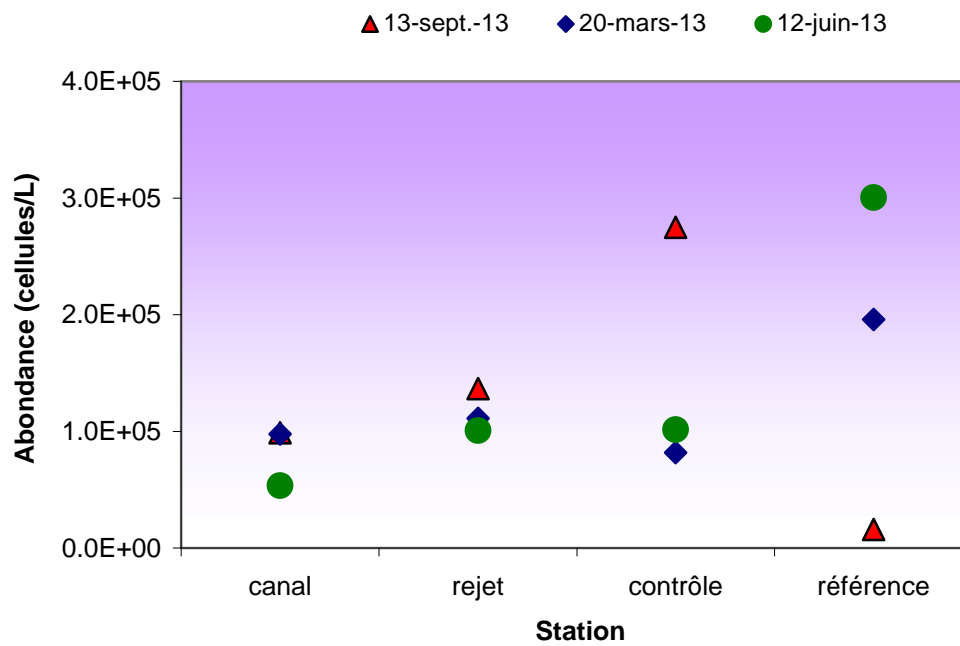


Figure 2.34 : Abondances du microphytoplancton pour l'année 2013

#### 2.2.2.3.b Variations inter-annuelles

Au printemps 2013, les abondances cellulaires mesurées sont supérieures à celles observées en 2012 sauf sur le point *contrôle* (Figure 2.35).

En été, nous retrouvons ces abondances inférieures à 2012 sauf sur le point *référence*.

Cet état est inversé en septembre où les valeurs sont supérieures à l'année précédente, excepté sur le point *référence*.

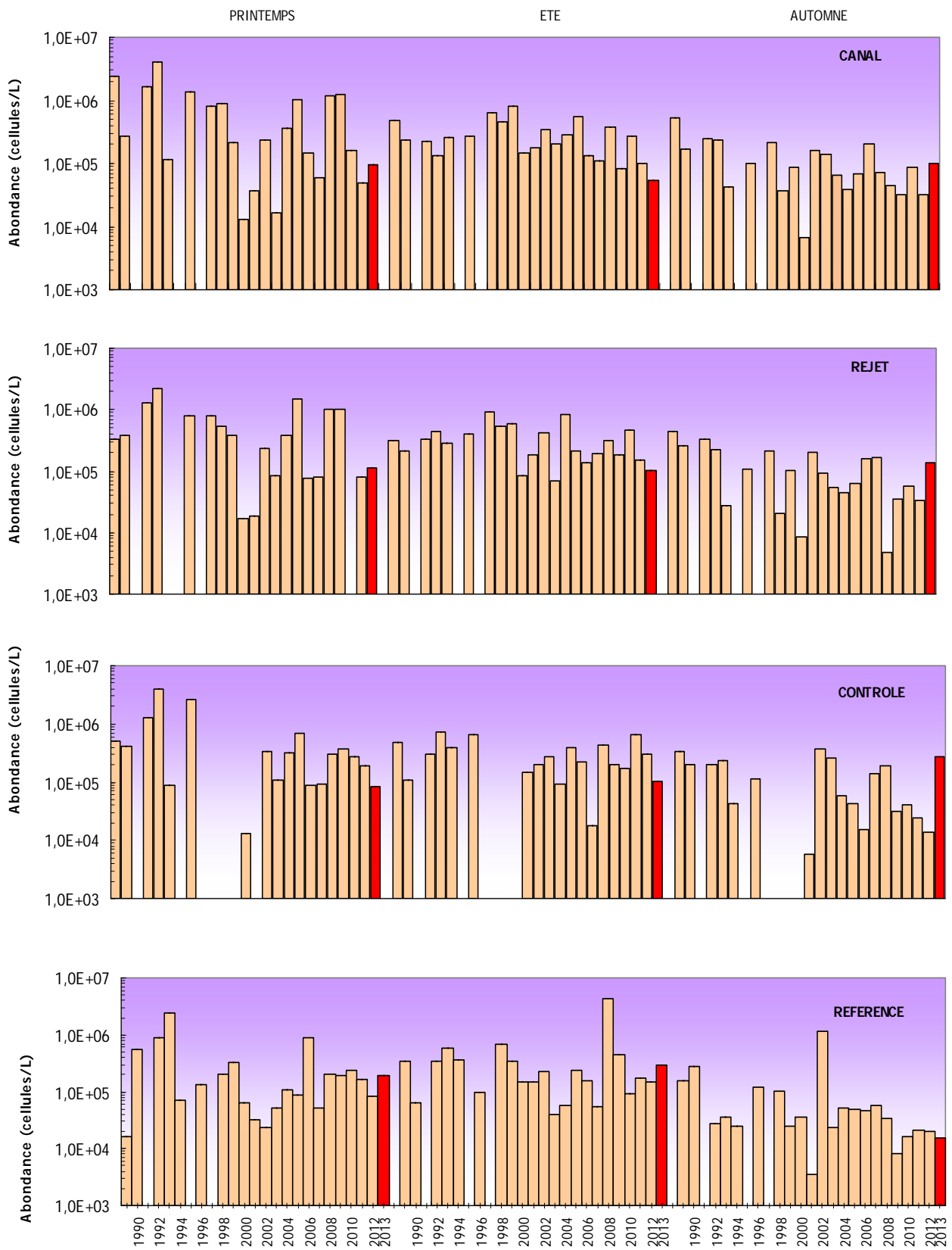


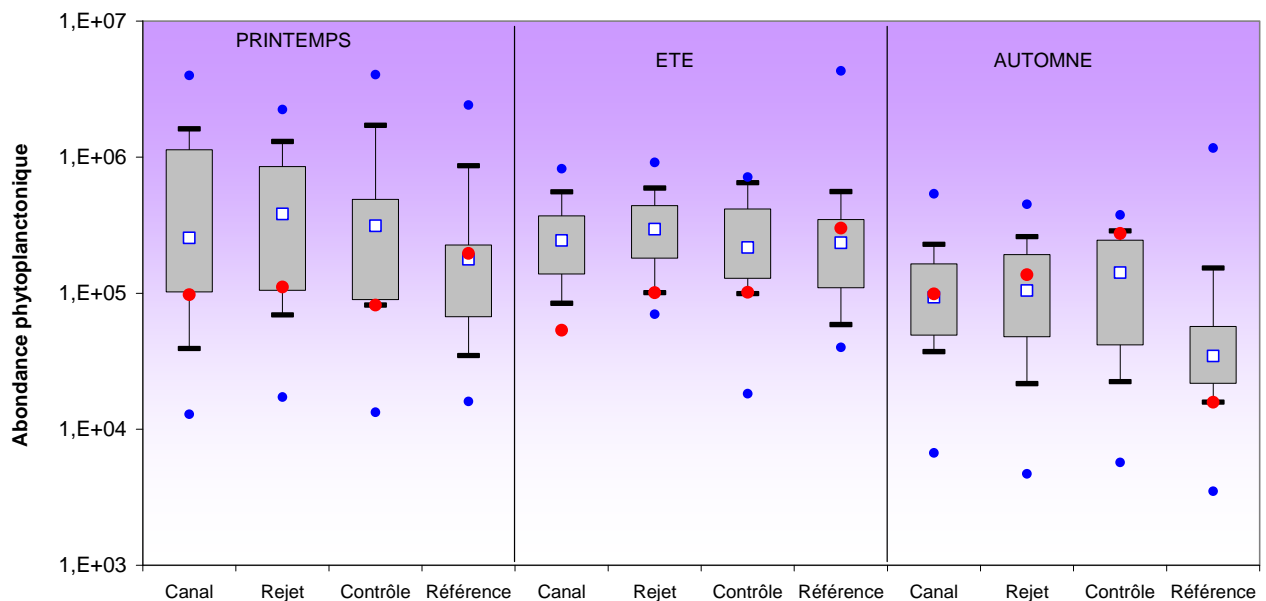
Figure 2.35 : Évolution de l'abondance phytoplanctonique de 1989 à 2013

La figure 2.36 présente l'abondance du phytoplancton sous forme de boîte à moustaches.

Les valeurs des campagnes de mars 2013 se trouvent au-dessous des médianes, excepté sur le point *référence*. Il en est de même pour l'échantillonnage effectué en juin.

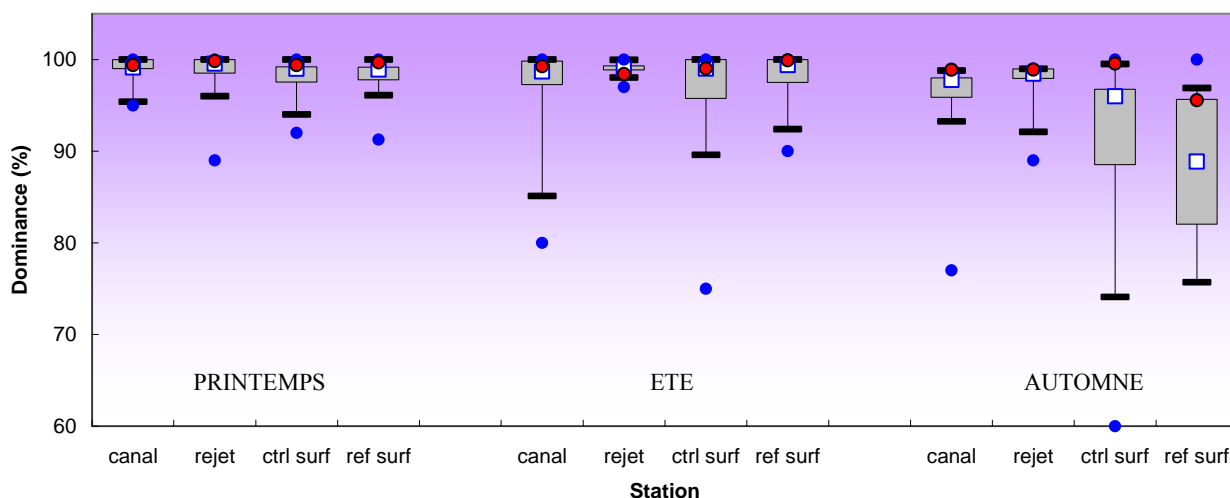
*A contrario*, en septembre l'abondance phytoplanctonique est supérieure à la médiane exceptée sur le point *référence*.

En 2013, la température de l'eau ayant été inférieure à la moyenne saisonnière jusqu'en juillet, le développement phytoplanctonique a lui-même été décalé dans le temps, d'où les valeurs d'abondance élevée, mais restant néanmoins dans la limite des 80% des moustaches, en septembre.



**Figure 2.36 : Évolution de l'abondance phytoplanctonique de 1989 à 2013. 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 2013 (●)**

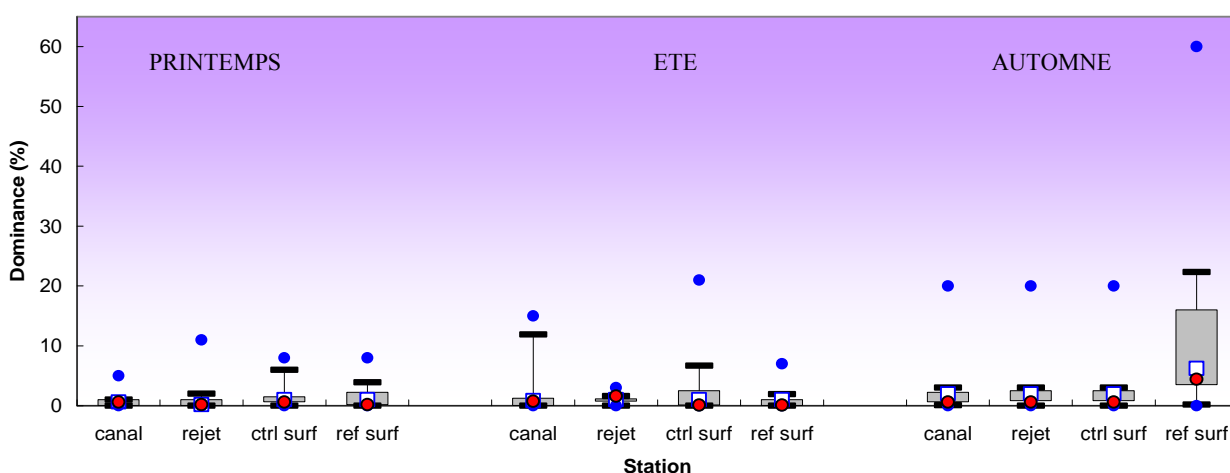
La succession des assemblages phytoplanctoniques, est gouvernée principalement par la variabilité saisonnière. La croissance cellulaire du phytoplancton peut être limitée par deux principaux types de facteurs l'un physique l'autre nutritionnel. Les facteurs physiques telles que la lumière, la température sont essentiellement liés à la variabilité saisonnière. Les facteurs nutritionnels, s'ils sont indirectement saisonniers sont particulièrement liés aux apports de sels nutritifs par les rivières les eaux de ruissellement les eaux souterraines ou l'atmosphère (sels azotés, phosphates, silicates) qu'ils soient d'origine naturelle ou anthropique.



**Figure 2.37 : Distribution des dominances de diatomées par point et par campagne depuis 2002. 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 2013 (●)**

Dans les eaux tempérées françaises, les teneurs maximales en nutriments et notamment en silice, utilisée pour la structuration du frustule par les diatomées, sont atteintes en hiver. Le maximum phytoplanctonique est largement dominé par les diatomées durant le printemps, période d'augmentation de l'éclairement et de l'élévation de la température. La figure 2.37 présente l'évolution spatiale et temporelle de la dominance des diatomées depuis 2002.

En 2013, les diatomées représentent entre 96 et 100 % de la population microphytoplanctonique. Les valeurs de 2013 se situent aux alentours des médianes sauf pour les points *contrôle* et *référence* en automne qui sont supérieures à la médiane mais restent dans la limite des moustaches.



**Figure 2.38 : Distribution des dominances de dinoflagellés par point et par campagne depuis 2002. 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 2013(●)**

Les dinoflagellés, bien que minoritaires sont capables de développements rapides qui peuvent conduire à des perturbations majeures de l'écosystème. Les plus fortes dominances ont été observées en 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 2.38 présente l'évolution de la dominance des dinoflagellés depuis 2002. Les plus faibles valeurs et dispersions sont observées au printemps. En 2013, les valeurs sont proches de la médiane. Le maximum est atteint au point *référence* en automne avec 4% de dinoflagellés composant la biomasse phytoplanctonique.

#### 2.2.2.3.c Approche statistique

Les données 2013 modifient peu les tendances décrites les années précédentes. Les tests statistiques du tableau 2.14 confirment qu'aucune différence significative n'est observée sur l'ensemble des points, que ce soit en été ou en automne. Au printemps, le point *référence* est significativement différent des points *rejet* et *canal*.

Comparaison	Printemps	Été	Automne
<i>Canal/rejet</i>	0,0988	0,2348	0,8455
<i>Canal/Contrôle</i>	0,7354	0,2413	0,9246
<i>Référence/rejet</i>	<b>0,0177</b>	0,654	0,6723
<i>Canal/référence</i>	<b>0,0071</b>	0,5018	0,7391
<i>Contrôle/Référence</i>	0,0907	0,5763	0,6447
<i>Contrôle/Rejet</i>	0,3582	0,3124	0,8563

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

Tableau 2.14 : Probabilité associée *p* des tests statistiques sur l'abondance phytoplanctonique

#### 2.2.2.4. Populations phytoplanctoniques observées en 2013

Le but de ce suivi n'est pas d'étudier l'évolution saisonnière de chaque population, mais de détecter, depuis la mise en service de la centrale, un éventuel déséquilibre dans les successions phytoplanctoniques. 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. D'autres ont été identifiées au niveau du genre ou de la classe algale. La fraction microphytoplanctonique a été répartie en 4 grands groupes : Diatomées, Dinoflagellés, Euglénophycées et Silicoflagellés. En 2013 les diatomées constituent la classe dominante et représentent, à l'exception du point *référence* en automne, plus de 97 % de la communauté microphytoplanctonique (tableau 2.15).

Campagne	Station	MICROPHYTOPLANCTON				TOTAL	Dinoflagellés %	Diatomées %
		diatomées	dinoflagellés	euglènes	silicoflagellés			
IGA 2013-1	canal	97000	600	0	0	97600	1	99
IGA 2013-1	rejet	110800	200	0	0	111000	0	100
IGA 2013-1	ctr surf	81200	500	0	0	81700	1	99
IGA 2013-1	ref surf	195400	400	200	0	196000	0	100
IGA 2013-2	canal	53000	400	0	0	53400	1	99
IGA 2013-2	rejet	99200	1600	0	0	100800	2	98
IGA 2013-2	ctr surf	100400	1000	0	0	101400	1	99
IGA 2013-2	ref surf	300200	300	0	0	300500	0	100
IGA 2013-3	canal	97700	600	300	200	98800	1	99
IGA 2013-3	rejet	135900	600	200	700	137400	0	99
IGA 2013-3	ctr surf	273500	100	0	1100	274700	0	100
IGA 2013-3	ref surf	15100	700	0	0	15800	4	96

**Tableau 2.15 : Abondances des principales classes algales en 2013**

Dans les zones côtières de l'Atlantique nord-est et de la Manche, l'essentiel du microphytoplancton est composé de diatomées. La fraction nanophytoplanctonique (espèces algales dont la taille est comprise entre 2 µm et 20 µm) est difficilement accessible au microscope optique et peut devenir majoritaire tant par son abondance que par sa biomasse (Lampert, 2001).

Les Cryptophycées, représentant du nanophytoplancton, ont été dénombrées avec des abondances pouvant atteindre 583 800 cellules par litre sur le point *contrôle* en juin.

Les principales espèces dénombrées en 2013 ont été les suivantes :

- Mars 2013 :

Les diatomées ont représenté entre 99 et 100 % de la communauté microphytoplanctonique de surface en mars, avec une dominance de *Ditylum*, (grosse diatomée solitaire) sur les 4 points de suivi. Cette famille de phytoplancton représente jusqu'à 69% de la population phytoplanctonique sur le point *contrôle*.

Les *Chaetoceros* représentent le 2<sup>ème</sup> genre le plus présent sur les points suivis, représentant 2 (soit 3 200 cellules par litre) à 21% (76 200 cellules par litre), de la composition en diatomées.

Viennent ensuite les *Pseudonitzschia* (diatomée pennée pouvant être à l'origine de la production d'acide domoïque (toxine ASP) et les *Rhizosolenia*, principalement les espèces *R.imbricata* et *R.setigera*) qui représentent un maximum de 8% de la population sur le point *rejet* des diatomées à cette saison.

Les dinoflagellés n'ont représenté que 1% du microphytoplancton avec des abondances maximales de 600 cellules par litre au point *canal*. Les espèces présentes étaient principalement des *Gymnodiniaceae* telles que *Gyrodinium.sp* et *Gymnodinium sp*.

Très peu d'euglènes (maximum 200 cellules/L sur le point *référence*) et aucun silicoflagellés ni cryptophyceae n'ont été dénombrés.

Campagne	Station	pourcentage de DIATOMÉES										Cumul %
		Rhiz	Dity	Guin	Chae	Thal	PSNZ	Skelcos	thaanit	Lept	Aster	
IGA 2013-1	canal	7	53	0	3	1	3	0	0	0	1	69
IGA 2013-1	rejet	8	54	0	21	1	5	0	1	0	1	91
IGA 2013-1	ctr surf	6	69	0	6	0	7	0	0	0	1	89
IGA 2013-1	ref surf	2	27	0	2	0	2	0	0	0	3	36
IGA 2013-2	canal	7	0	1	1	13	1	0	21	1	4	47
IGA 2013-2	rejet	14	0	1	0	15	2	4	10	1	5	51
IGA 2013-2	ctr surf	23	0	7	0	6	3	0	20	11	0	70
IGA 2013-2	ref surf	17	0	3	0	1	1	0	11	0	0	34
IGA 2013-3	canal	0	2	0	74	2	0	0	0	0	0	78
IGA 2013-3	rejet	0	2	0	76	0	0	0	0	0	0	79
IGA 2013-3	ctr surf	0	1	1	94	0	0	0	0	0	0	97
IGA 2013-3	ref surf	0	0	0	3	1	2	0	0	0	0	6

Clefs : **Rhiz** : *Rhizosoleniaceae* ; **Dity** : *Ditylum sp*; **Guin** : *Guinardia sp*; **Chae** : *Chaetoceros sp*; **Thal** : *Thalassiosira sp* ; **PSNZ** : *Pseudo-nitzschia sp* ; **Skelcos** : *Skeletonema sp* ; **Thaanit** : *Thalassionema nitzschioides* **Aster** : *Asterionellopsis sp*; **Lept** : *Leptocylindrus sp*

**Tableau 2.16 : Abondances des principaux genres de diatomées en 2013**

- Juin 2013 :

Les diatomées ont représenté plus de 98 % de la communauté phytoplanctonique de surface en juin, avec des abondances variant entre 53 400 cellules par litre sur le point *canal* à 300 500 cell/L sur le point *référence* (tableau 2.15).

Les *Thalassionema nitzschioides* ainsi que les *Rhizosolenia sp.* sont les diatomées les plus présentes au printemps

Les *Rhizosolenia* constituent généralement une grande partie de la communauté estivale des diatomées (Klein et Sournia, 1987). Elles peuvent être isolées ou unies en chaînes rigides et quelquefois en spirales. Les cellules sont cylindriques et leur taille varie entre 15 et 230 µm. En 2013, elles sont principalement présentes sur le point *contrôle* avec un maximum de 23 400 cellules, soit 23%, de *Rhizosolenia imbricata* par litre d'eau.

On observe également une concentration assez importante (jusqu'à 11 000 cellule par litre) de *Thalassionema nitzschioides*, petites cellules formant des colonies disposées harmonieusement en étoile.

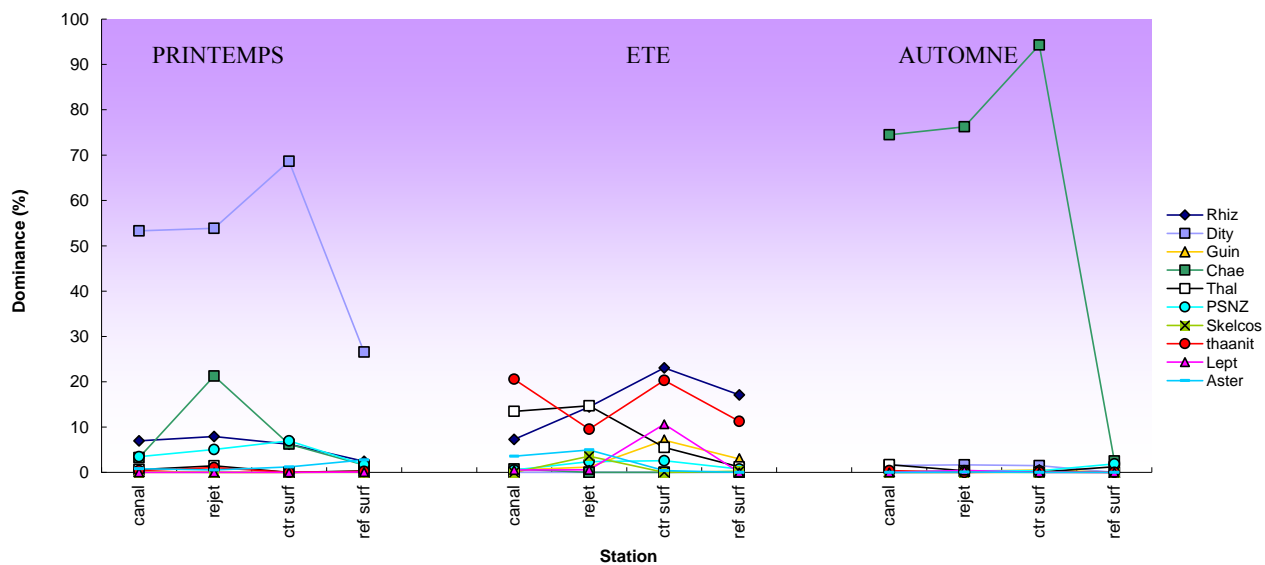
De la même manière les genres *Asterionellopsis*, *Guinardia*, *Leptocylindrus* et *Skeletonema* sont présents de 1 à 11% de la communauté en diatomées.

Les dinoflagellés en juin représentent au maximum 2% des dominances sur le point *rejet*.

Aucune cellule de silicoflagellés ni d'euglène n'ont été observées au mois de juin.

En revanche, les cryptophycées sont largement représentés avec un maximum de 583 800 cell/L sur le point *contrôle*.





Clefs : **Rhiz** : Rhizosoleniaceae ; **Dity** : Ditylum sp ; **Podo** : Podosira sp ; **Chae** : Chaetoceros sp ; **Thal** : Thalassiosira sp ; **PSNZ** : Pseudo-nitzschia sp ; **Skelcos** : Skeletonema sp ; **Acti** : Actinocyclus sp ; **Lept** : Leptocylindrus sp

**Figure 2.39 : Distribution des dominances (%) de diatomées pour l'année 2013**

- Septembre 2013 :

Les diatomées ont représenté plus de 96 % de la communauté phytoplanctonique de surface en septembre, avec des abondances variant entre 15 100 cellules par litre sur le point *référence* et 273 500 cell/L sur le point *contrôle* (tableau 2.15).

Contrairement à mars et juin, le peuplement phytoplanctonique du mois de septembre est largement dominé par le genre *Chaetoceros* (259 000 cell/L soit 94% de la population sur le point *contrôle*)

Quelques *Pseudonitzschia*, *Ditylum*, *Guinardia* et *Thalassiosira* sont présents avec pour chaque genre, un maximum de 2% de la population totale en diatomée.

Les *Thalassiosira* sont légèrement plus nombreux au point *contrôle* représentant 15% des diatomées.

Sur le point *référence* ce sont les *Chaetoceros* qui dominent, représentant 12% des diatomées. Les *Chaetoceros* sont habituellement coloniales réunies en chaînes plus ou moins longues. Les cellules sont généralement regroupées en lignes ou en spirales par entrecroisement des soies.

Les dinoflagellés ont représenté un maximum de 4% du microphytoplancton en septembre sur le point *référence*.

Les euglènes ont été dénombrés sur deux points de suivi avec un maximum de 300 cellules/L sur le point *canal*.

Les silicoflagellés ont pas été observés sur tous les points avec un maximum de 1100 cellules sur le point *contrôle*.

Des cryptophycées, représentant la fraction nanophytoplanctonique, ont été observés en septembre avec un minimum de 100 cellules/L sur le point *rejet* et un maximum de 294 600 cell/L sur le point *canal*.

### 2.2.2.5. Comparaison des résultats obtenus aux points *canal* et *rejet*

Le calcul du bilan représente l'écart des valeurs du paramètre concerné observé entre les points *rejet* et *canal*. Ce calcul est réalisé afin d'estimer l'impact sur le phytoplancton au cours de son transit entre le *canal* et le *rejet*. Il 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 la valeur (chlorophylle, production primaire ou abondance microphytoplanctonique) observée au canal d'amenée et au point rejet

En utilisant les valeurs mesurées en 2013 pour les paramètres chlorophylle, production primaire et abondance phytoplanctonique, les valeurs obtenues sont présentées dans le tableau 2.17. Une valeur positive exprime alors un déficit au point rejet par rapport au point canal.

%	Chlorophylle	Prod. Primaire	Microphytoplancton
20-mars-13	-35	-12	-14
12-juin-13	-9	-8	-89
13-sept-13	-205	0	-38

**Tableau 2.17 : Bilan (%) des trois paramètres étudiés entre les points canal et rejet**

En mars, juin et septembre 2013, la chlorophylle et le microphytoplancton apparaissent en déficit au point rejet par rapport au point canal. Ce déficit est également observé en mars et juin pour la production primaire.

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 point 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 aisément par la variabilité spatio-temporelle du milieu marin. Cette variabilité peut donc également expliquer en partie les déficits mesurés.

## 2.2.3. Conclusions

Le printemps 2013, a été caractérisé par une plus grande concentration en chlorophylle *a* que celle mesurée au cours de la même saison en 2012, excepté sur le point *canal*. En revanche, les concentrations mesurées en juin et en septembre sont du même ordre de grandeur que celles mesurées en 2012.

On observe au printemps un fort gradient côte-large, avec des valeurs de chlorophylle *a* allant de 6,59 µg/L au point *canal* à 10,41 µg/L au point *référence*. Ce gradient disparaît lors des campagnes suivantes.

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 pour 2013 sont comprises entre 165 sur le point *canal* et 185 sur les points *rejet* et *contrôle*. Sur le point *canal*, ces valeurs sont les plus basses constatées depuis le suivi de ce paramètre. La température de l'eau en mars et juin 2013 était la plus basse relevée sur ce point depuis le début du suivi et peut expliquer la faible production primaire qui en découle.

En revanche les valeurs de l'efficacité quantique sont élevées comparé aux années précédentes, avec un maximum de 0,73 sur le point *référence*. Ce résultat suggère que les cellules

phytoplanctoniques à proximité de Penly n'ont pas subi d'importants stress nutritifs ou lumineux au cours des différents échantillonnages de 2013.

En été l'évolution caractéristique du cycle saisonnier en zone tempérée est une diminution de la biomasse phytoplanctonique due à la diminution drastique des concentrations en sels nutritifs suite au bloom printanier. L'année 2013 étant marquée par une arrivée tardive des températures printanières de saison, le bloom printanier a été décalé dans le temps.

L'abondance phytoplanctonique est restée faible en été avec des valeurs en dessous de la médiane pluriannuelle. L'abondance phytoplanctonique relevée sur le point *canal* en été est la plus faible comptabilisée depuis le début du suivi avec 53 400 cellules par litre. Néanmoins, l'efficacité quantique est également la plus élevée relevée en été depuis son suivi. Ceci indique donc que la faible quantité de phytoplancton présente n'est pas dû à un mauvais état physiologique des cellules mais aux conditions climatiques particulières en ce début d'été.

La période automnale a été marquée par des températures plutôt élevées en automne comparées aux moyennes mensuelles enregistrées sur la période 1960-2012. Ces températures peuvent expliquer l'abondance phytoplanctonique élevée sur les points *canal*, *rejet* et *contrôle* en septembre.

Le point *référence* est particulier en septembre avec une faible abondance nano et microphytoplanctonique. Cette différence est due au bloom de *Chaetoceros* à la côte mais absent au point *référence*. C'est pourtant sur ce point que le  $Y_{\max}$  atteint sa valeur maximale, les cellules étaient donc peu présentes mais présentaient un bon état physiologique.

Le cycle saisonnier du phytoplancton ainsi que la structure des communautés phytoplanctoniques observés en 2013 ne présentent pas de caractéristiques pouvant mettre en cause l'activité du CNPE de PENLY. L'évolution dans le temps de ces paramètres semble cohérente avec les connaissances que nous avons de ces paramètres en Manche.

Nous ne pouvons donc pas conclure à l'existence d'un déséquilibre du milieu, généré par l'activité du CNPE de Penly, à partir de l'étude des paramètres suivis dans le compartiment phytoplanctonique en 2013.

## 2.3. Chapitre Microbiologie

*Rapport*

Mathilde Schapira (LERN)

*Prélèvements*

Sylvaine Françoise (LERN),  
Frank Maheux (LERN),  
Mathilde Schapira (LERN),  
Olivier Pierre-Duplessix (LERN),  
Emilie Rabiller (LERN),  
Benjamin Simon (LERN)  
Laure Lamort (LERN)

*Analyses*

Laboratoire départemental Franck Duncombe, Caen

*Analyses statistiques*

Antoine Baehr (LERN)



## 2.3. Microbiologie

Un suivi de l'évolution du compartiment microbien a été mis en oeuvre depuis 1987 sur le CNPE de Penly. Il repose sur le dénombrement des germes totaux, des germes aérobies revivifiables et sur l'identification et le dénombrement des vibrions halophiles, cette catégorie de bactéries marines est particulièrement sensible aux modifications du milieu engendrées par le fonctionnement de la centrale. Les mesures ne concernent que les vibrions capables de cultiver à 37°C, ces bactéries marines pouvant présenter des caractères pathogènes pour l'homme.

### Les vibrions halophiles sur le territoire français

Les vibrions halophiles sont des bactéries anaérobies facultatives, à Gram négatif, hôtes naturels du milieu marin et plus particulièrement des eaux côtières et estuariennes du monde entier. Parmi les 135 espèces de *Vibrio* recensées à ce jour dont 68 sont validées, seules quelques unes sont associées à des pathologies chez l'homme. Les 12 espèces aujourd'hui considérées comme pathogènes, sont réparties en deux groupes, les vibrions dits 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 11 autres espèces du genre *Vibrio*. La majorité des vibrioses humaines concerne principalement quatre espèces : *V. cholerae*, *V. parahaemolyticus*, *V. vulnificus* et *V. alginolyticus* (Quilici and Robert-Pillot 2011). Les autres espèces décrites comme pathogènes sont rarement isolées (*Vibrio fluvialis*, *Vibrio hollisae* et *V. mimicus*) ou elles ne sont isolées que très ponctuellement (*V. carchariae*, *V. cincinnatiensis*, *V. damsellae*, *V. furnissii* et *V. metschnikovii*).

Les infections à vibrions sont généralement de deux types, les infections intestinales (gastroentérites) et extra-intestinales (septicémie, infections cutanées, otites). 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. 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.

Parmi les vibrions non cholériques responsables des cas d'infections humaines identifiés en France entre 1995 et 2009, les espèces isolées étaient : *V. cholerae* (sérogroupes non-O1/non-O139 ; n=69); *V. alginolyticus* (n=25), *V. parahaemolyticus* (n=23) ; *V. vulnificus* (n=13) ; *V. fluvialis* (n=2) et *V. hollisae* (n=2). Tous les cas reportés se sont manifestés sous la forme de cas isolés. La notion de contact avec l'eau de mer, de consommation récente de produits de la mer, et/ou de voyage à l'étranger a été établie pour 90% d'entre eux (Quilici and Robert-Pillot, 2011).

En milieu marin, plusieurs facteurs écologiques influencent le cycle biologique des vibrions halophiles, parmi lesquels, la température, la salinité, la concentration en matière organique et en nutriments, des sédiments et du plancton utilisés comme support. Les vibrions cultivables à 37°C sont fortement corrélés à la température. Cette relation est largement décrite dans la littérature pour les pathogènes humains mais également pour les vibrions totaux, et ceci pour des analyses basées à la fois sur les méthodes de quantification culturales ou non culturales (Deter *et al.* 2010b; Oberbeckmann *et al.* 2010). La température de l'eau de mer contribue ainsi à la saisonnalité des apparitions de vibrions non cholériques. Une relation positive entre la chlorophylle *a* et les vibrions sur les côtes françaises ( Deter *et al.* 2010a).

### 2.3.1. Matériel et méthodes

#### 2.3.1.1. Prélèvements

Conformément à la stratégie mise en place pour le site de Penly, les travaux de surveillance ont été réalisés autour de la pleine mer et par coefficients de mortes-eaux les 20 mars, 12 juin et 13 septembre 2013 à bord du navire océanographique *NO DELPHY*. Les échantillons d'eau de mer

ont été prélevés au moyen de flacons stériles. Ils sont conservés à une température inférieure à 10°C dans une glacière avec des plaques eutectiques jusqu'à analyse.

Les points échantillonnés ont été les suivants :

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

\* L'échantillonnage est réalisé dans les turbulences du point rejet présentant la plus forte différence de température avec le point du large (cf. Chapitre hydrologie).

La stratégie d'échantillonnage suivie en 2013 est présentée dans le tableau 2.18.

Stations	Niveau D'échantillonnage	Germes totaux	Germes revivifiables	Vibrions halophiles
<i>Canal</i>	Surface (0-1m)	2 × 250 ml	2 × 250 ml	2 × 1000 ml
<i>Rejet</i>	Surface (0-1m)	2 × 250 ml	2 × 250 ml	2 × 1000 ml
<i>Contrôle</i>	Surface (0-1m)	2 × 250 ml	2 × 250 ml	2 × 1000 ml
<i>Référence</i>	Surface (0-1m)	2 × 250 ml	2 × 250 ml	2 × 1000 ml

**Tableau 2.18 : Stratégie d'échantillonnage du compartiment microbiologique en 2013**

L'identification et le dénombrement des vibrions 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 CNPE de bord de mer et doit ainsi permettre une comparaison entre les différents sites de production d'électricité en bord de mer.

### 2.3.1.2. Analyses microbiologiques

#### 2.3.1.2.a 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  $\mu\text{m}$  teintée avec de l'Irgalan black (Millipore, GTBP04700). Les volumes filtrés sont de 1 mL + 10 mL d'eau stérile dépoussiérée. Suivant le résultat obtenu, un nouvel essai est réalisé avec 0,5 mL ou 2 mL.
- coloration avec une solution d'acridine orange (1/30 000e) tamponnée à pH 7,4 stérilisée par filtration à 0,22  $\mu\text{m}$ ,
- détermination par épifluorescence.

Toutes les bactéries fixées mises en évidence par coloration sont dénombrées (les bactéries non *vivantes* apparaissent colorées en vert).

2.3.1.2.b *Dénombrement des germes aérobies revivifiables sur milieu de Zobell.*

Le protocole analytique utilisé est le suivant :

- étalement au râteau sur milieu de Zobell (0,1 mL d'échantillon est déposé dans 5 boîtes soit un résultat dans 0,5 mL. Celui-ci est multiplié par 2 pour avoir un résultat dans 1 mL),
- dénombrement après incubation à  $22^{\circ}\text{C} \pm 2^{\circ}\text{C}$  pendant 9 à 10 jours.

2.3.1.2.c *Identification et dénombrement des vibrions halophiles (méthode EDF)*

L'identification et le dénombrement des vibrions 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 CNPE de bord de mer et doit ainsi permettre une comparaison entre les différents sites de production d'électricité en bord de mer.

Contrairement à 2004 et 2005, une seule méthode de dénombrement et d'identification des vibrions halophiles a été retenue depuis 2006. Mise au point par le laboratoire Pasteur, mais appelée "Méthode EDF" dans ce rapport, elle sera utilisée sur l'ensemble des CNPE du bord de mer et devrait ainsi permettre la comparaison des populations de vibrions halophiles entre elles. La comparaison des deux méthodes (l'ancienne et celle d'EDF - Procédure Technique DRD/P77/Vib) en 2004 et 2005, a permis de mettre en évidence quelques différences dues aux méthodologies et aux milieux de culture utilisés, sans pour autant altérer la tendance générale (cf. Rapports 2012).

Le protocole analytique utilisé est le suivant :

- Filtration de 10 mL à 1000 mL (et de 1 mL à 1000 mL pour les campagnes de juin et septembre) sur membrane en acétate de cellulose de porosité  $0,45 \mu\text{m}$ ,
- inclusion dans milieu TCBS à  $37 \pm 1^{\circ}\text{C}$  pendant 18 à 24 h,
- lecture des boîtes,
- incuber pendant 24 h à  $22 \pm 2^{\circ}\text{C}$ ,
- nouvelle lecture des boîtes,
- repiquage et isolement sur gélose TCBS à  $36 \pm 2^{\circ}\text{C}$  pendant 24 h,
- repiquage des colonies en milieu Zobell et incubation à  $36 \pm 2^{\circ}\text{C}$  pendant 24 h,
- Identification et recherche de pathogènes (coloration de Gram, test oxydase, identification par Api 20<sup>E</sup> ou Vitek). Si suspicion de *V.cholerae* : test d'halophilie par galerie en NaCl 0 à 10% (0, 3, 6, 8 et 10%), tests d'agglutination aux anticorps anti-O1 et anti-O139 et détection des différentes espèces de vibrions par technique de PCR interne).

**En 2013, la méthode Vitek a été utilisée pour les échantillons de la campagne de printemps (i.e. mars) et la méthode API 20-E pour les échantillons récoltés au cours des campagnes d'été (i.e. juin) et d'automne (i.e. septembre).**

2.3.1.3. Analyses statistiques

Un traitement statistique a été réalisé pour les germes totaux et revivifiables pour la période 1992-2013 et pour les vibrions halophiles entre 2004 et 2013. 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 à long terme. Pour cela, des tests de comparaisons de moyennes pour données appariées ont été utilisés. Pour chaque paramètre, le choix du test statistique le plus approprié est conditionné par l'étude de la distribution de la différence entre les valeurs prises au point A et celles prises au point B. L'étude de cette distribution est réalisée à l'aide du test de Shapiro-Wilk. Lorsque la distribution est normale, c'est le test T de Student pour données appariées qui est utilisé.



Dans le cas contraire (distribution non normale), la comparaison des données est réalisée à l'aide du test de Wilcoxon pour données appariées.

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 %.

## 2.3.2. Résultats

### 2.3.2.1. Récapitulatif des résultats des analyses microbiologiques pour l'année 2013

Les résultats acquis au cours des différentes campagnes sur le site de Penly en 2013 sont présentés dans le tableau 2.19. 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 *contrôle*.

Concernant les vibrions halophiles, seules sont prises en compte les souches présentant un pourcentage d'identification supérieur à 90% par la galerie API20E (i.e. %id > 90%), c'est à dire présentant des degrés d'identification indiquant une bonne (%id >=90.0 et T>=0.25), très bonne (%id >=99.0 et T>=0.50) et excellente identification ((%id >=99.9 et T>=0.75). Le nombre de vibrions halophiles par réplikat est calculé comme la moyenne des valeurs observées pour chaque niveau de dilution, si plusieurs dilutions ont été réalisées. Enfin, l'abondance des vibrions halophiles sur chaque point correspond à la moyenne des deux réplikats.

		<i>Canal</i>	<i>Rejet</i>	<i>Référence</i>	<i>Contrôle</i>
20 mars	Germes totaux (germes/mL)	7,70×10 <sup>5</sup>	9,30×10 <sup>5</sup>	8,55×10 <sup>5</sup>	5,85×10 <sup>5</sup>
	Germes revivifiables (germes/mL)	715	434	202	468
	<i>V. halophiles</i> /L	absence	1Va	absence	5Va
<hr/>					
12 juin	Germes totaux (germes/mL)	3,00×10 <sup>6</sup>	2,90×10 <sup>6</sup>	1,90×10 <sup>6</sup>	2,70×10 <sup>6</sup>
	Germes revivifiables (germes/mL)	2558	1108	372	688
	<i>V. halophiles</i> /L	38Va	18Va	1Va	20Va
<hr/>					
13 septembre	Germes totaux (germes/mL)	1,20×10 <sup>6</sup>	8,50×10 <sup>5</sup>	8,05×10 <sup>5</sup>	1,06×10 <sup>6</sup>
	Germes revivifiables (germes/mL)	2494	1918	761	561
	<i>V. halophiles</i> /L	3200Va+500Vv	70Va+70Vv	35Va+180Vv	188Va+108Vv

Va = *Vibrio alginolyticus* ; Vv = *Vibrio vulnificus*;

**Tableau 2.19 : Récapitulatif des résultats de microbiologie pour 2013 à Penly**

### 2.3.2.2. Résultats du dénombrement des germes totaux

#### 2.3.2.2.a Variations spatiales et saisonnières des germes totaux en 2013

La figure 2.40 présente l'évolution des abondances en germes totaux dénombrés en 2013 sur le site de Penly. Les abondances maximales sont observées sur l'ensemble de la zone en été, les valeurs variant entre 2,7×10<sup>6</sup> et 3,0×10<sup>6</sup> germes/mL sur les points *canal*, *rejet* et *contrôle*. Pendant cette même période, les plus faibles abondances sont observées sur le point *référence* avec 1,9×10<sup>6</sup>

germes/mL. Le printemps et l'automne 2013, se caractérisent par des abondances en germes totaux plus faibles sur l'ensemble de la zone et une faible variabilité spatiale est observée au cours de ces deux périodes.

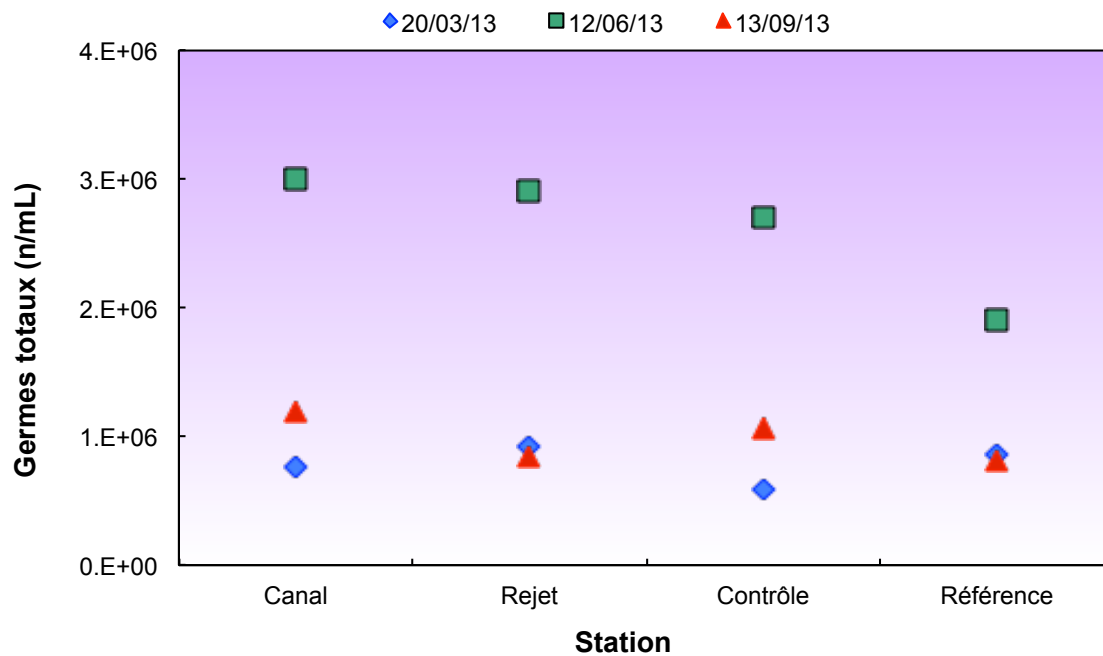


Figure 2.40 : Évolution des quantités de germes totaux par mL dénombrés par épifluorescence en 2013

#### 2.3.2.2.b Variations interannuelles des germes totaux

La figure 2.41 présente les variations du nombre de germes totaux depuis 1989.

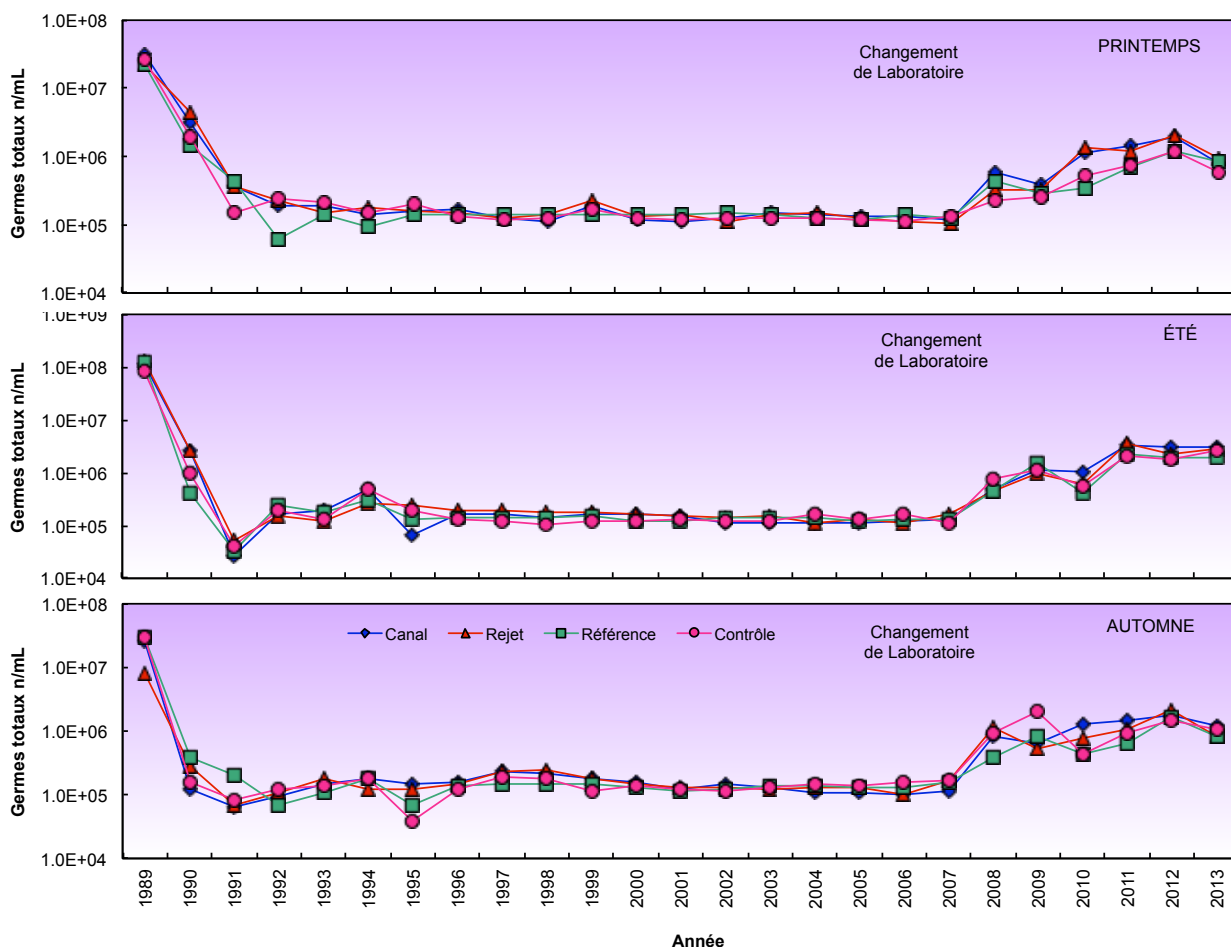
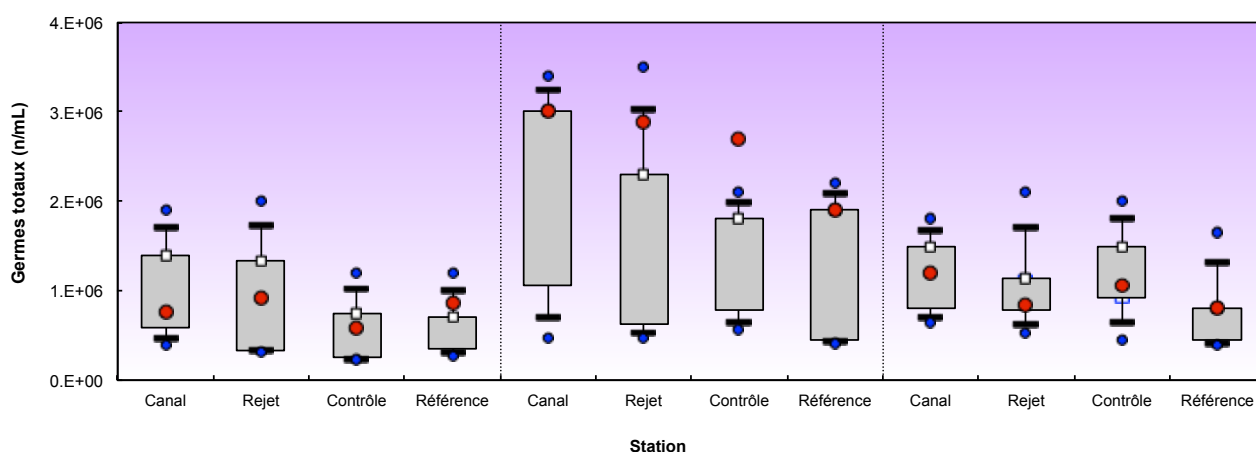


Figure 2.41 : Évolution des quantités de germes totaux depuis 1989

Les abondances en germes totaux observées en 2013 sont inférieures aux valeurs observées en 2012 au printemps et en automne. En revanche, les concentrations mesurées en été au cours de l'année 2013, sont constantes à celles observées l'année précédente au cours de cette même période et ce sur les 4 points d'étude. Il faut noter le changement de laboratoire en 2008.

La figure 2.42 présente sous forme de *boîtes à moustaches* la distribution du nombre de germes totaux sur la période 1991-2013. Les valeurs obtenues en 2013 sont très proches de la médiane interannuelle sur l'ensemble de la zone au cours du printemps. En revanche, les valeurs enregistrées en 2013 sont supérieures aux médianes sur les points rejet et contrôle au cours de l'été 2013. Sur le point contrôle le nombre de germes revivifiables en été correspond aux plus fortes valeurs enregistrées sur ce point depuis 2008 à cette même période. Les points canal et référence présentent quant à eux des valeurs très proches de la médiane au cours de la période estivale. L'automne 2013 se caractérise par des valeurs inférieures aux médianes pluriannuelles sur l'ensemble de la zone, à l'exception du point référence où l'abondance en germes totaux est très proche de la médiane pluriannuelle..



**Figure 2.42 : Distributions des quantités de germes totaux (nombre par mL) depuis 2008 (i.e. année de changement de laboratoire d'analyse). 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 2013 ( $\bullet$ )**

### 2.3.2.2.c Approche statistique

Le tableau 2.20 présente les résultats des tests statistiques réalisés sur le nombre de germes totaux dénombrés par épifluorescence depuis 2008. Test *t* de Student.

Comparaison	Printemps	Été	Automne
<i>Canal / Rejet</i>	0,4027	0,3590	0,3134
<i>Référence / Rejet</i>	0,2019	0,1426	0,3737
<i>Canal / Référence</i>	0,1430	0,6824	0,8280
<i>Contrôle / Référence</i>	0,3139	0,3455	0,1732
<i>Contrôle / Canal</i>	0,0633	0,2557	0,4624
<i>Contrôle / Rejet</i>	0,9675	0,2939	0,3268

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

**Tableau 2.20 : Probabilité associée *p* des tests statistiques sur les germes totaux (n=24 pour chaque point et chaque saison)**

L'intégration des résultats obtenus en 2013 dans la série de données acquises depuis 1991 sur le site de Penly révèle l'absence de différence significative entre les différentes stations en termes d'abondance de germes totaux. Ces résultats statistiques sont en accord avec les résultats de la figure 2.41 montrant une homogénéité des médianes pluriannuelles sur les différentes stations d'échantillonnage et ce à toutes les saisons considérées.

### 2.3.2.3. Résultats en germes aérobies revivifiables sur milieu de Zobell

#### 2.3.2.3.a Variations spatiales et saisonnières des germes aérobies viables en 2013

La figure 2.43 présente l'évolution des abondances de germes revivifiables dénombrés en 2013

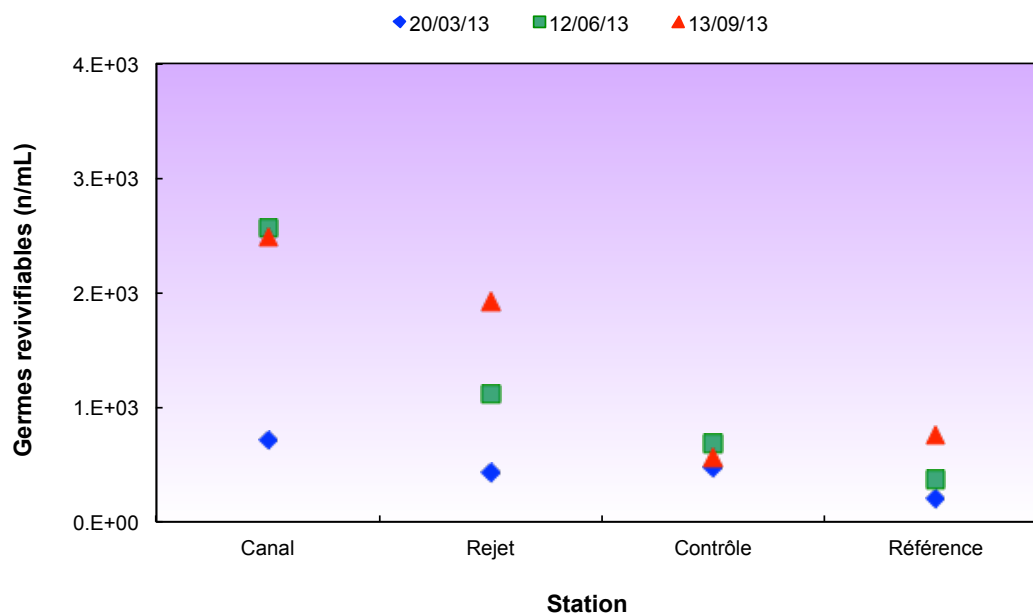


Figure 2.43 : Évolution des abondances de germes revivifiables (nombre par mL) en 2013

Les plus faibles abondances ont été observées au printemps sur l'ensemble de la zone avec des valeurs variant de 202 germes/mL sur le point *référence* et 715 germes/mL sur le point *canal*. Les abondances en germes revivifiables en été et en automne sont plus élevées sur chacune des stations. Au cours de ces deux périodes, les abondances diminuent de la côte vers le large. Ainsi au cours de l'été 2013 les abondances varient entre 377 et 2558 germes/mL sur les points *référence* et *canal* respectivement, et en automne entre 571 germes/mL au point *contrôle* et 2494 germes/mL sur le point *canal*. Sur le point *rejet*, les valeurs maximales sont observées en automne.

#### 2.3.2.3.b Variations interannuelles des germes revivifiables

La figure 2.44 présente les variations de l'abondance en germes revivifiables depuis 1989. En 2013, le nombre de germes revivifiables est relativement stable au printemps, et en augmentation au cours du l'été et de l'automne. Les résultats obtenus en 2013 confirment l'observation réalisée depuis plusieurs années maintenant, selon laquelle la série de valeurs observées depuis 1989, qui était caractérisée par une tendance générale à la baisse au printemps et en été jusqu'en 2007, semble se stabiliser. En période automnale, les abondances sont variables, mais restent relativement stables depuis 1989.

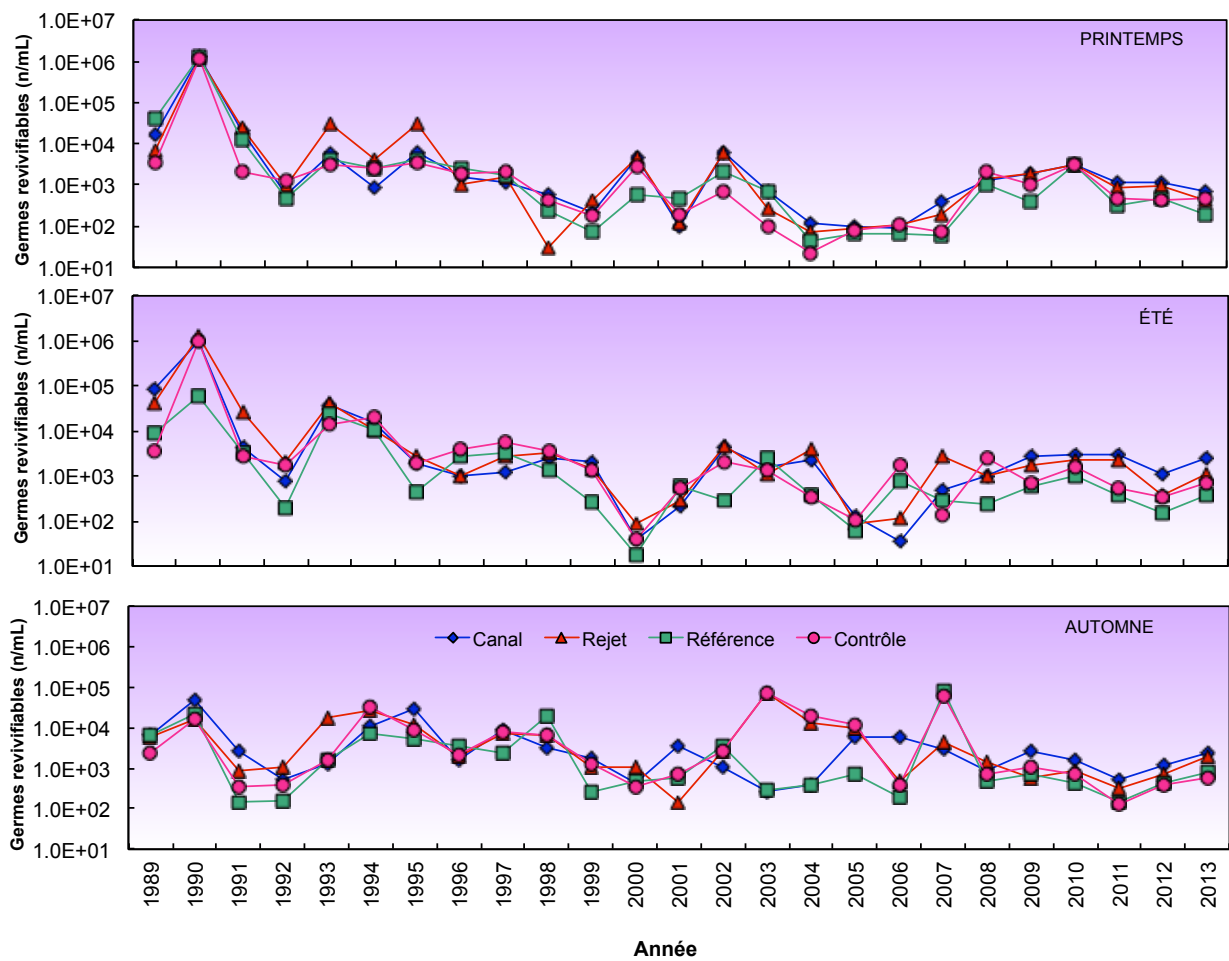


Figure 2.44 : Évolution des quantités de germes revivifiables (nombre par mL) depuis 1989

La figure 2.45 présente sous forme de *boîtes à moustaches* la distribution du nombre de germes revivifiables sur la période 1991-2013.

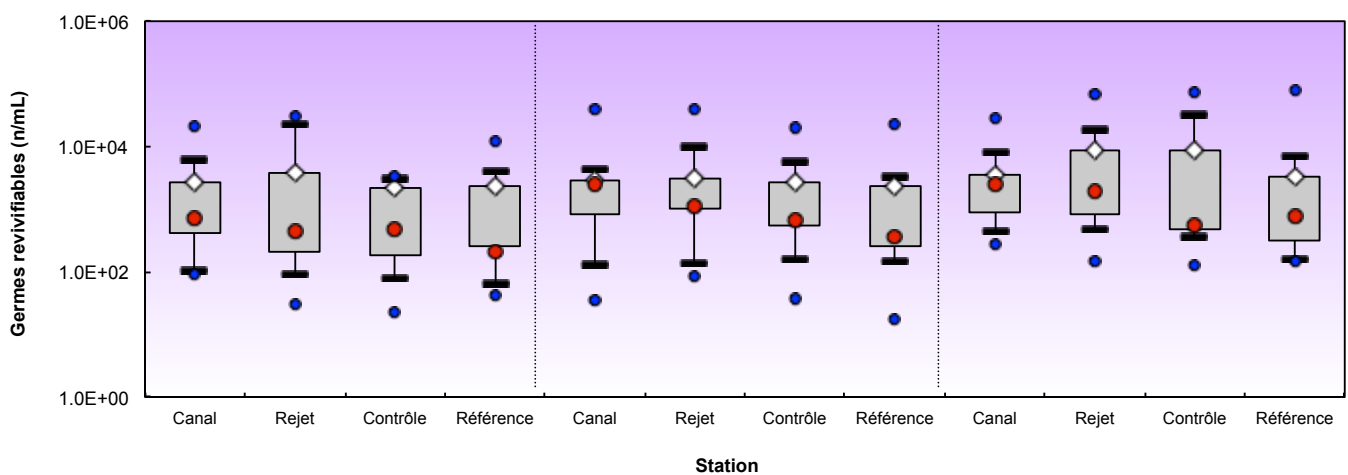


Figure 2.45 : Distributions des quantités de germes revivifiables (nombre par mL) depuis 1991. Le point central représente la médiane ( $\square$ ) ; la boîte englobe 50 % des valeurs ( $\square$ ) ; les moustaches, 80 % des valeurs ( $\perp$ ). Les points extrêmes, présentent les valeurs maximales et minimales ( $\bullet$ ). Le point rouge représente la valeur obtenue en 2013 ( $\bullet$ )

Les valeurs observées en 2013 au cours des trois campagnes sont globalement inférieures à la médiane pluriannuelle sur l'ensemble de la zone. Cependant ces valeurs restent dans la boîte représentant 50% des valeurs. Il faut noter que sur le point canal en été et en automne, les abondances de 2013 sont très proches de la médiane pluriannuelle.

### 2.3.2.3.c Approche statistique

Le tableau 2.21 présente les résultats des tests statistiques pratiqués sur le nombre de germes revivifiables depuis 1991. Test *t* de Student.

Comparaison	Printemps	Été	Automne
Canal / Rejet	0,6714	0,3733	0,4808
Référence / Rejet	0,6840	0,2929	0,6786
Canal / Référence	0,9649	0,2735	0,8712
Contrôle / Référence	0,1689	0,3225	0,2540
Contrôle / Canal	0,1517	0,2301	0,2976
Contrôle / Rejet	<b>0,0467</b>	0,2153	0,4192

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

**Tableau 2.21 : Probabilité associée *p* des tests statistiques pour les germes revivifiables sur milieu de Zobell (n=24 pour chaque point et chaque saison)**

L'intégration des résultats de 2013 modifie les résultats observés l'an passé. Ainsi, une seule différence significative est observée entre le *contrôle* et le *rejet* au printemps. L'abondance des germes revivifiables sur le point *contrôle* étant inférieure à celle du point *rejet*. Cependant, aucune autre différence significative n'est observée entre les différentes stations et le point *rejet*. Cette absence de différence significative systématique, suggère l'absence d'un effet significatif du CNPE de Penly sur l'abondance des germes revivifiables.

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

#### 2.3.2.4.a Identification de vibrions halophiles en 2013

Depuis 2006, seule la méthode de détermination EDF est utilisée. Néanmoins, les résultats obtenus avec l'ancienne méthode, propre au laboratoire de Rouen, nous a permis d'identifier les chroniques d'apparition des différentes espèces de vibrions halophiles sur le site de Penly depuis 1992.

Cette série met en évidence une période (1995-1998) durant laquelle quasiment aucune espèce de vibrions halophiles n'a été détectée. Ceci semble peu probable et souligne les limites de l'ancienne méthode, posant le problème de sa fiabilité. La comparaison des deux méthodes entre 2004 et 2005, indique que, malgré quelques différences dues aux protocoles et milieux de culture utilisés, la méthode EDF détecte la présence des mêmes espèces de vibrions halophiles.

Les résultats obtenus avec la méthode EDF depuis 2004 sont présentés dans le tableau 2.22. Ils forment le début d'une série pluriannuelle qui sera d'ici quelques années, assez représentative des fréquences d'apparition d'espèces de vibrions halophiles à Penly.

En 2013, deux espèces ont été identifiées. L'espèce *Vibrio alginolyticus* est observée toute l'année sur les points contrôle et rejet. En revanche, elle n'est présente qu'en été et en automne sur les points canal et référence. Ces résultats sont en accord avec les observations précédentes, qui montrent l'importance relative de cette espèce parmi les vibrions halophiles cultivables à 37°C sur

milieu TCBS sur la zone à proximité du CNPE de Penly, tout au long de l'année. En revanche, et à l'instar des années précédentes, *V. vulnificus* n'a

été identifiée qu'au cours de l'automne. Pendant cette période cette espèce était présente sur l'ensemble de la zone.

Les données de 2013 confirment donc la dominance de *V. alginolyticus* dans les eaux proches du CNPE puisque cette espèce est systématiquement observée depuis 1999. La mise en évidence des autres espèces est nettement plus sporadique.

Vibrio	Station	Année / Saison																																
		2004			2005			2006			2007			2008			2009			2010			2011			2012			2013					
		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	P	E	A	P	E	A
<i>V. vulnificus</i>	canal																																	
	référence																																	
	contrôle																																	
	rejet																																	
<i>V. alginolyticus</i>	canal																																	
	référence																																	
	contrôle																																	
	rejet																																	
<i>V. parahaemol.</i>	canal																																	
	référence																																	
	contrôle																																	
	rejet																																	

Tableau 2.22 : Identification des espèces de vibrions halophiles de 2004 à 2013 suivant la méthode EDF

#### 2.3.2.4.b Dénombrement des vibrions halophiles en 2013

La figure 2.46 présente l'évolution des quantités de vibrions halophiles dénombrés en 2013. Au printemps, l'abondance de vibrions halophiles varie entre l'absence de vibrions sur le point *rejet* et la présence de 5 UFC/L sur le point *contrôle*. Les abondances sont plus élevées en été, et varient entre 1 UFC/L et 38 UFC/L sur les points *référence* et *canal*, respectivement. Les abondances maximales ont été mesurées sur l'ensemble de la zone au cours de l'automne avec 140 UFC/L au point *rejet* et 3700 UFC/L sur le point *canal*.

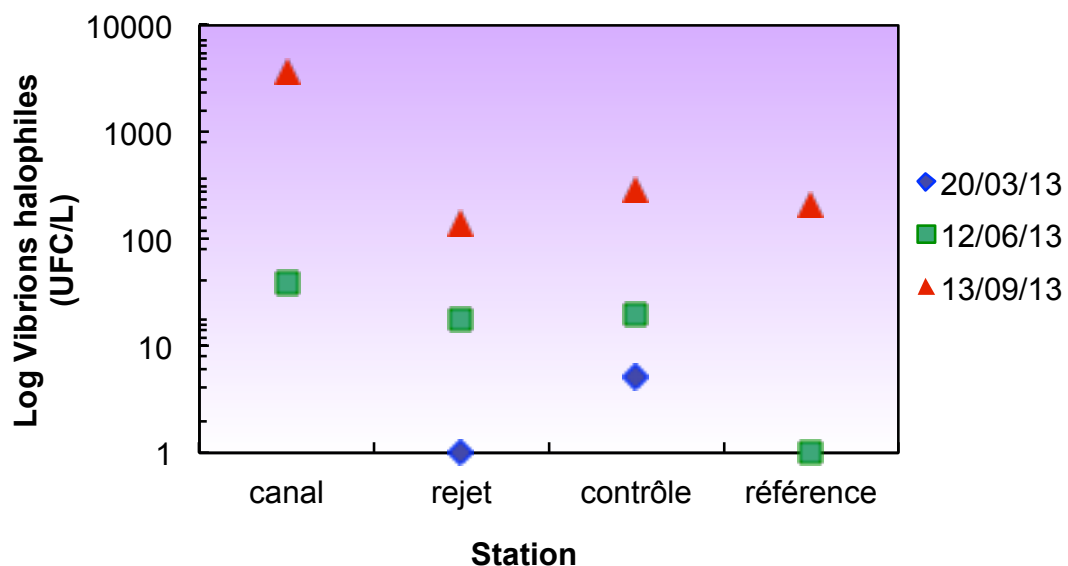


Figure 2.46 : Abondances relatives des isolats identifiés en 2013 (échelle Log)

La figure 2.47 représente les abondances de vibrions halophiles sur le site de Penly depuis 2004. A l'instar des observations de l'année 2013, les abondances maximales de vibrions halophiles sont



observées en été et/ou en automne à proximité du site de Penly. Les abondances totales relatives de vibrions halophiles identifiés observées en 2013 sont du même ordre de grandeur que celles observées précédemment sur la zone.

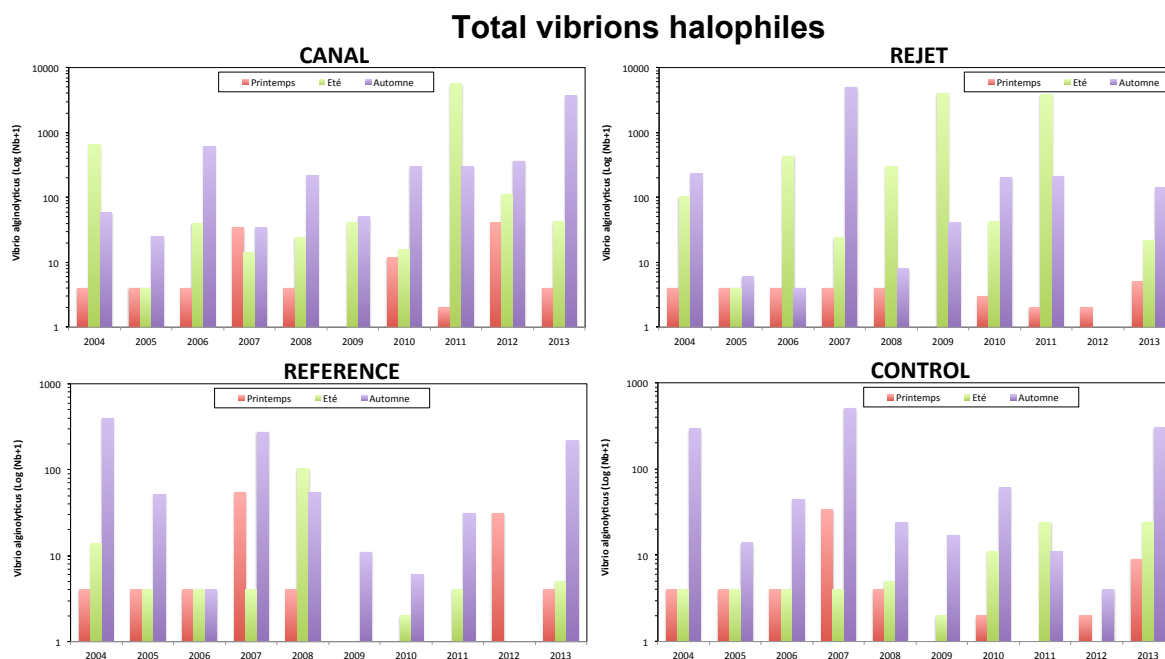


Figure 2.47 : Abondances de vibrions halophiles sur le site de Penly sur la période 2004-2013.

#### 2.3.2.4.c Approche statistique

Les dénombrements de vibrions halophiles sur les échantillons des eaux proches du CNPE de Penly sont réalisés, selon la méthode EDF depuis 2004. Le jeu de données est maintenant assez important pour réaliser des tests statistiques afin de déterminer l'absence ou la présence de différences significatives d'abondance de vibrions entre les stations. Le tableau 2.23 présente le résultat de cette étude statistique. Test *t* de Student.

Comparaison	Printemps	Été	Automne
Canal / Rejet	0,1290	0,6633	0,9761
Référence / Rejet	0,2105	0,1252	0,3369
Canal / Référence	0,9410	0,2788	0,2181
Contrôle / Référence	0,2463	0,5901	0,5566
Contrôle / Canal	0,2976	0,2723	0,2329
Contrôle / Rejet	0,4192	0,1215	0,3354

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

Tableau 2.23 : Probabilité associée *p* des tests statistiques pour les vibrions halophiles totaux (n=9 pour chaque point et chaque saison)

Le tableau montre qu'il n'existe pas de différence significative tout au long de l'année entre les points de prélèvements.

#### 2.3.2.4.d Composition spécifique de la communauté de vibrions au cours de l'année 2013

Au printemps et en été, les abondances de vibrions sont restées relativement faibles (figure 2.46) et seule l'espèce *V. alginolyticus* a été identifiée au cours de ces deux périodes (tableau 2.22). Les abondances plus importantes observées en automne s'accompagnent de deux espèces identifiées : *V. alginolyticus* et *V. vulnificus*. La figure 2.48 représente

l'abondance relative de chacune de ces espèces sur les 4 stations au cours de l'automne 2013. L'abondance relative de l'espèce  $i$  ( $AR_i$ ) est calculée de la manière suivante :

$$AR_i (\%) = (A_i / A_{total}) \times 100$$

$A_i$  : abondance de l'espèce  $i$

$A_{total}$  : abondance totale

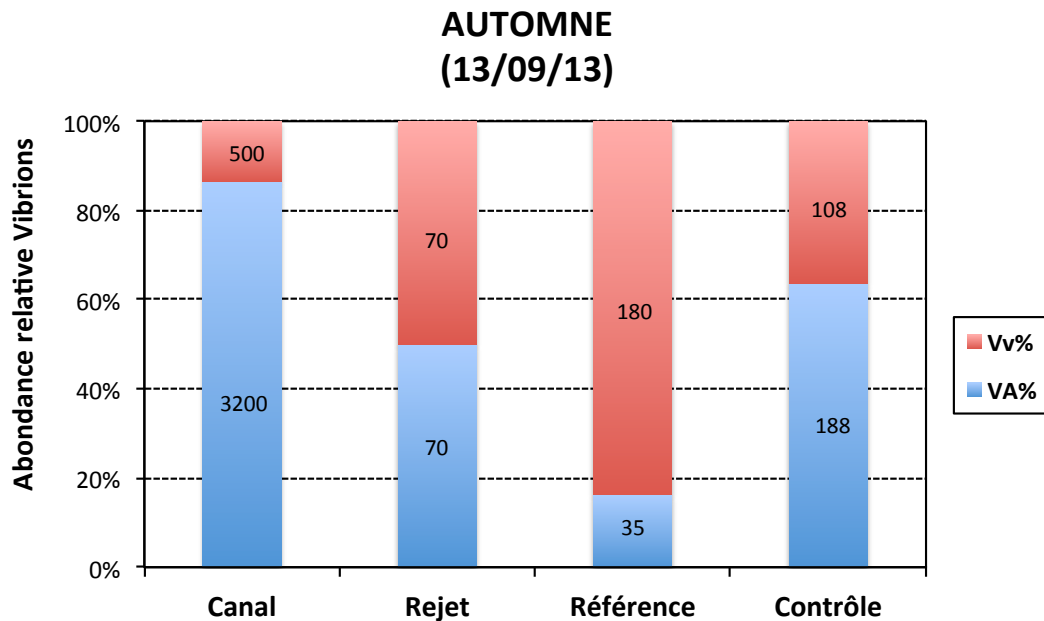


Figure 2.48 : Abondances relatives (%) des vibriens halophiles au cours de l'automne 2013.

Va : *V. alginolyticus* ; Vv : *V. vulnificus*

A cours de l'automne 2013, la composition de la communauté de vibriens halophiles évolue le long du gradient côte-large. Ainsi, *V. alginolyticus* domine largement la communauté de vibriens sur le point *canal*, représentant sur ce point plus de 80% de l'abondance totale. La proportion de cette espèce diminue vers le large et *V. alginolyticus* ne représente plus que 18% de la communauté totale sur le point *référence*. L'espèce *V. vulnificus* quant à elle augmente de la côte vers le large. En automne, la communauté de vibriens cultivables à 37°C à la côte est donc dominée par *V. alginolyticus* alors que celle du large est dominée par *V. vulnificus*. Sur le point *contrôle*, *V. alginolyticus* domine la communauté représentant alors 62% de l'abondance totale.

### 2.3.3. Conclusions

Concernant l'abondance en germes totaux sur le site du Penly, l'année 2013 se caractérise par des abondances printanières et automnales plus faibles que celles généralement observées sur la zone. Ceci peut en partie s'expliquer par les faibles températures de l'eau de mer relevées au cours du mois de mars 2013 (cf. Chapitre Hydrologie). A l'instar des années précédentes, en 2013 les plus fortes abondances ont été observées au cours de l'été. A cette période, l'abondance en germes totaux diminue de la côte vers le large. Ces abondances estivales sont restées très proches des médianes interannuelles sur l'ensemble de la zone. Par ailleurs, l'intégration des données de l'année 2013, révèle l'absence d'une différence significative des abondances entre les points et ce pour toutes les saisons, suggérant un impact limité du fonctionnement du CNPE de Penly sur l'abondance en germes totaux au cours de l'année 2013.

A l'instar de ce qui est généralement observé sur le site de Penly, les germes revivifiables étaient plus abondants en été et en automne. Au cours de ces deux périodes, les abondances maximales sont observées sur le point *canal* et diminuent de la côte vers le large. Les valeurs relevées en 2013 sont restées inférieures aux médianes pluriannuelles sur l'ensemble de la zone et à toutes les saisons. Cependant, ces valeurs sont restées dans la gamme de celles précédemment observées sur ce site. L'intégration des résultats de l'année 2013 met en évidence une différence significative entre les points *contrôle* et *rejet* au printemps. Cependant, aucune autre différence significative n'est apparue entre le point *rejet* et les autres points échantillonnés, suggérant un impact très limité du fonctionnement du CNPE sur l'abondance en germes revivifiables à proximité du site.

Les abondances en vibrions halophiles relevées au cours de l'année 2013 sur le site de Penly sont en accord avec le cycle saisonnier observé généralement sur cette zone et les abondances maximales sont restées très proches des médianes pluriannuelles. Ainsi, les abondances les plus élevées ont été observées en automne sur l'ensemble de la zone. A cette période il existe un gradient décroissant de la côte vers le large et les abondances maximales sont observées sur le point *canal*.

Au cours de l'année 2013, seules deux espèces de vibrions halophiles ont été observées : *V. alginolyticus* et *V. vulnificus*. *V. alginolyticus* était présente sur les points *contrôle* et *rejet* dès le printemps et a été identifiée sur toutes les stations en été et en automne. En revanche, l'espèce *V. vulnificus* n'est observée en 2013 qu'au cours de l'automne sur l'ensemble de la zone. Cette saisonnalité d'apparition de ces deux espèces est en accord avec les observations précédentes qui montrent une dominance relative de *V. alginolyticus* tout au long de l'année à Penly, et la présence plus sporadique de *V. vulnificus* en automne. La période automnale se caractérise donc par des abondances maximales en vibrions halophiles et une différence est observée entre la côte et le large.

En conclusion, la composition de la communauté est en accord avec les observations réalisées précédemment et l'étude de l'ensemble des paramètres du compartiment microbiologique n'a pas mis en évidence de modification significative du milieu pour ces paramètres, liée à l'activité du CNPE de Penly.

## Chapitre Zooplancton

<i>Rédaction :</i>	Elvire Antajan (LER – BL) David Devreker (LER-BL)
<i>Analyses :</i>	Elvire Antajan (LER – BL) David Devreker (LER-BL) Françoise Vérin (LER – BL) François Gevaert (Station Marine de Wimereux)
<i>Prélèvements :</i>	Frank Maheux (LERN), Olivier Pierre-Duplessix (LERN)



## 2.4. Zooplancton

Le zooplancton (du grec *zoon* = animal et *planao* = errer passivement) regroupe l'ensemble des organismes vivants de nature animale vivant en suspension dans l'eau et dont la capacité de nage ne leur permet pas de lutter contre les courants ou d'éviter un obstacle. Le zooplancton est hétérotrophe, c'est à dire qu'il se nourrit de matière vivante, notamment de phytoplancton. Il occupe ainsi une position clé dans la chaîne alimentaire pélagique en permettant le transfert de l'énergie organique produite par le phytoplancton vers les niveaux trophiques supérieurs que sont les poissons, les crustacés benthiques, les oiseaux et les mammifères marins.

Les changements détectables dans l'abondance ou la composition des espèces du zooplancton peuvent refléter des changements fondamentaux dans l'environnement océanique affectant le phytoplancton. Comme un grand nombre d'espèces de zooplancton a une durée de vie relativement courte et qu'elles peuvent avoir un taux de croissance élevé, elles réagissent rapidement aux perturbations environnementales qui influencent la diversité, comme les changements climatiques, les pollutions ponctuelles et la prédation.

### 2.4.1. Matériels et méthodes

En 2013, les trois campagnes de prélèvements ont eu lieu les 20 mars, 12 juin et 13 septembre. Lors de chaque campagne, quatre 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 *contrôle* (situé au large du rejet) ;
- Le point *référence* (situé au large, au-delà de la zone d'influence de la centrale).

Les échantillons zooplanctoniques ont été collectés à l'aide d'un filet à plancton de type WP2 (ouverture 0,25 m<sup>2</sup>, hauteur 261 cm, cylindro-conique, vide de maille 200 µm – Fraser 1968<sup>1</sup>). 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<sup>-1</sup>. 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 ont été effectués. L'un des deux échantillons collectés est aussitôt filtré à bord sur des soies et congelés 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.

Les prélèvements au filet WP2 ne permettant pas une estimation fiable de l'abondance des cténaires qui peuvent être de dimension centimétrique, ceux-ci sont collectés lors des campagnes halieutiques en même temps que l'ichtyoplancton avec un Bongo équipé de deux filets de 500 µm de vide de maille et ayant une ouverture de 60 cm. Ces prélèvements ont eu lieu lors de 4 campagnes de prélèvement entre avril et mai aux points *canal*, *rejet* et *large* (voir chapitre ichtyoplancton pour plus de détails sur ces prélèvements).

<sup>1</sup> Fraser JH (1968) Smaller mesozooplankton, report of Working Party No.2. In: Tranter DJ (ed), Standardization of zooplankton sampling methods at sea, Part II. Monogr. Oceanogr. Methodol. 2, Zooplankton Sampling. UNESCO (United Nations Educational, Scientific, and Cultural Organization) Press, Paris, pp 153-159.

### 2.4.2. Mesure de la biomasse sestonique

Les prélèvements au filet à plancton destinés à la mesure de la biomasse sestonique ont été 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 ont ensuite été séchées dans une étuve à 60 °C pendant 48 heures. Les soies comportant le plancton séché ont alors été 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 (m<sup>3</sup>).

Les échantillons de poids sec ont par la suite été broyés pour être analysés au CHN (NA 2100 Protein CE Instruments, Thermoquest) 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 (m<sup>3</sup>).

Le poids sec mesuré et le volume filtré permettront d'évaluer le poids sec (mg) par unité de volume (m<sup>3</sup>).

### 2.4.3. Analyse taxinomique

Les prélèvements zooplanctoniques destinés au dénombrement 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 1983). Le sous-échantillon est alors analysé au ZooScan, un système d'imagerie numérique permettant la numérisation des prélèvements du zooplancton en milieu liquide et utilisant l'analyse d'image pour détecter, compter et mesurer le zooplancton (Gorsky et al. 2010). L'emploi des méthodes automatiques de classification d'objets permet de classer rapidement les organismes en grands groupes faunistiques. Le nombre d'individus comptés est ensuite ramené au volume total de l'échantillon (ind. m<sup>-3</sup>).

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.

### 2.4.4. Données disponible depuis le début de la série

Le suivi du zooplancton dans le milieu marin proche du site de Penly n'est pas régulier depuis son origine en 1977, autant dans le temps que dans l'espace (Tableau 2.24).

De mars à août 1977 seul deux stations ont été échantillonnées mensuellement dans le cadre de l'étude d'avant-projet. Puis de 1978 à 1980 (étude écologique) le nombre de stations est passé à quatre, toujours avec une fréquence mensuelle. Le suivi tel qu'il est aujourd'hui (stations + fréquence + périodes) a commencé en 1987 avec quatre points de prélèvement et 3 campagnes de prélèvements par an de Mars à Octobre.

Périodes	Nb de stations	Fréquence	Réplicas	Données manquantes	Remarques
Mars – Aout 1977	2	Mensuelle	2	Mai	Stations abandonnées
1978-1980	4	Mensuelle	10 (cycle de marée)	Décembre 1979	Stations abandonnées
1981-1986		Pas de données (mise en place de la Centrale)			
1987-aujourd'hui	4	Saisonnier (printemps, été, automne)	1	Rejet et Canal en Avril 1990, Mars 1993, Septembre 1999	Stations actuelles

**Tableau 2.24. Stratégie du suivi zooplanctonique à Penly depuis 1977**

Toutefois la validation complète (et récente) des données n'a pu être effectuée que depuis 1993 ; avant cette date aucune donnée brute n'est disponible en format numérique et les rapports étaient souvent peu précis et incomplets.

Au regard de l'évolution de la stratégie du suivi zooplanctonique sur le site de Penly depuis 1977 (pas d'échantillonnage, choix et localisation des stations), et de notre capacité à valider les données sur la base des feuilles de comptage et/ou des rapports écrits, il est recommandé de ne prendre en compte dans les analyses des comparaisons annuelles que les années allant de 1993 à nos jours.



### 2.4.5. Résultats

Les résultats acquis au cours des différentes campagnes de mesure pour l'année 2013 sur le site de Penly sont présentés dans le tableau 2.25 :

	PARAMETRES	CANAL	REJET	CONTROLE	RÉFÉRENCE
20 MARS 2013	<i>Poids sec (mg/m<sup>3</sup>)</i>	58.33	117.68	67.08	101.11
	<i>Poids de carbone (mg/m<sup>3</sup>)</i>	13.69	34.90	23.52	38.36
	<i>Poids d'azote (mg/m<sup>3</sup>)</i>	2.46	7.58	5.20	8.38
	<i>Abondance holoplancton (ind./m<sup>3</sup>)</i>	536	3955	4711	4217
	<i>Abondance méroplancton (ind./m<sup>3</sup>)</i>	1223	2594	4356	6774
	<i>Abondance zooplancton totale (ind./m<sup>3</sup>)</i>	1759	6549	9068	10991
12 JUIN 2013	<i>Poids sec (mg/m<sup>3</sup>)</i>	20.54	96.09	44.00	72.98
	<i>Poids de carbone (mg/m<sup>3</sup>)</i>	5.48	32.97	13.88	26.18
	<i>Poids d'azote (mg/m<sup>3</sup>)</i>	1.05	8.03	3.29	6.22
	<i>Abondance holoplancton (ind./m<sup>3</sup>)</i>	504	3332	6497	10002
	<i>Abondance méroplancton (ind./m<sup>3</sup>)</i>	385	752	1041	999
	<i>Abondance zooplancton totale (ind./m<sup>3</sup>)</i>	889	4085	7538	11001
13 SEPTEMBRE 2013	<i>Poids sec (mg/m<sup>3</sup>)</i>	58.17	34.01	10.87	43.14
	<i>Poids de carbone (mg/m<sup>3</sup>)</i>	11.64	11.51	3.63	15.79
	<i>Poids d'azote (mg/m<sup>3</sup>)</i>	1.82	2.89	0.92	4.17
	<i>Abondance holoplancton (ind./m<sup>3</sup>)</i>	1527	4062	4024	8371
	<i>Abondance méroplancton (ind./m<sup>3</sup>)</i>	249	196	170	499
	<i>Abondance zooplancton totale (ind./m<sup>3</sup>)</i>	1777	4258	4194	8870

Tableau 2.25 : Récapitulatif des résultats de 2013 pour l'étude du zooplancton

### 2.4.6. 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.

#### 2.4.6.1. Variations spatiales et temporelles en 2013

Au cours de l'année 2013, la biomasse sestonique a varié entre  $10,9 \text{ mg m}^{-3}$  au point *contrôle* en septembre et  $117,7 \text{ mg m}^{-3}$  au point *rejet* en mars (figure 2.49).

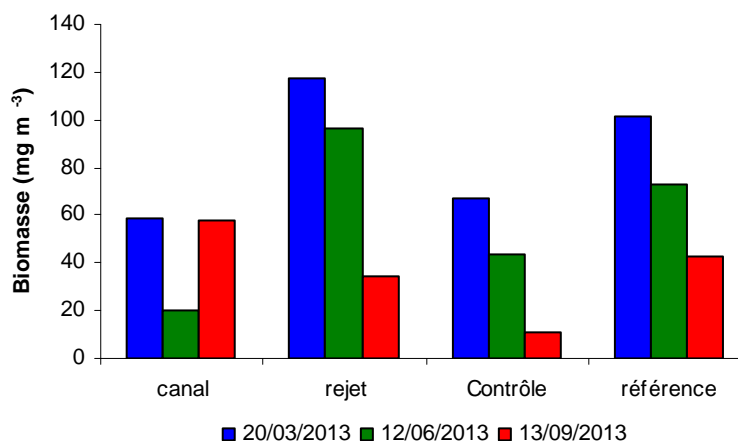


Figure 2.49 : Évolution de la biomasse sestonique (poids sec) au cours des trois campagnes de surveillance 2013

Aucune tendance côte large n'a été observée cette année, quelle que soit la saison, contrairement à ce que l'on peut observer pour l'abondance zooplanctonique (cf. figure 2.53). Les rapports C/N, calculés d'après les teneurs en carbone et azote, étaient de 4 à 5 entre toutes les dates aux points de prélèvement *rejet*, *contrôle* et *référence* et de 5,5 à 6,5 au point *canal* (figure 2.50). Le rapport C/N peut habituellement caractériser un compartiment tel que le zooplancton (rapport C/N ~ 4-5 ; Mauchline, 1998) ou le phytoplancton (C/N  $\geq 6$  ; Biddanda & Benner, 1997<sup>2</sup>). Il semble donc qu'au point *canal* le rapport C/N plus important mesuré en septembre était en partie due à la présence de fragments d'algues dans les échantillons alors qu'aux autres points de prélèvement les rapports C/N étaient plus caractéristiques du zooplancton.

<sup>2</sup> Biddanda B. and Benner R. (1997). Carbon, Nitrogen, and Carbohydrate Fluxes During the Production of Particulate and Dissolved Organic Matter by Marine Phytoplankton. *Limnology and Oceanography*, Vol. 42, No. 3 (May, 1997), pp. 506-518

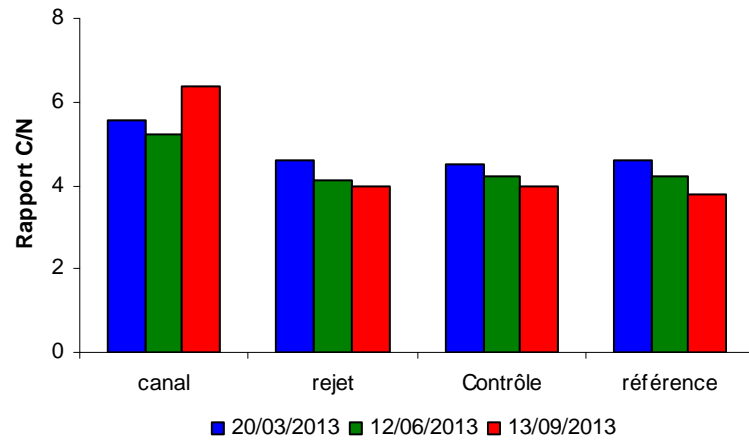


Figure 2.50 : Évolution du rapport C/N du seston au cours des trois campagnes de surveillance 2013

#### 2.4.6.2. Variations interannuelles

Les valeurs de biomasse sestonique de 2013 n'ont pas montré de pattern général particulier vis-à-vis des années précédentes. Certaines sont dans la moyenne des années précédentes comme le point *canal* de mars, le point *référence* de juin et le point *rejet* de septembre. D'autres sont supérieures à la moyenne comme les autres points de mars, le point *rejet* de juin et les points *canal* et *référence* de septembre. Les autres valeurs sont inférieures à la moyenne des années précédentes (figures 2.51 et 2.52).

Les plus fortes dispersions des valeurs de la série 1993-2013 ont été observées pour les campagnes printanières et estivales (figure 2.52). Les biomasses sestoniques sont en général toujours plus faibles en automne.

#### 2.4.6.3. 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 one-way) 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 1993 sont présentés dans le tableau 2.26.

COMPARAISON	PRINTEMPS	ÉTÉ	AUTOMNE
n	79	84	84
P	0,07	<b>0,006</b>	<b>0,025</b>

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

Tableau 2.26 : Probabilité associée  $p$  des tests statistiques sur la biomasse de 1993 à 2013

Les biomasses sestoniques estivales et automnales observées depuis 1993 sont significativement différentes entre les points de prélèvement. Une analyse post-hoc de comparaison multiple (test de Tuckey) montre que c'est la moyenne de la biomasse du point *canal* qui est significativement plus faible en été et plus forte en automne que celles des autres points. Au printemps les biomasses sestoniques ne sont pas significativement différentes d'un point à l'autre.

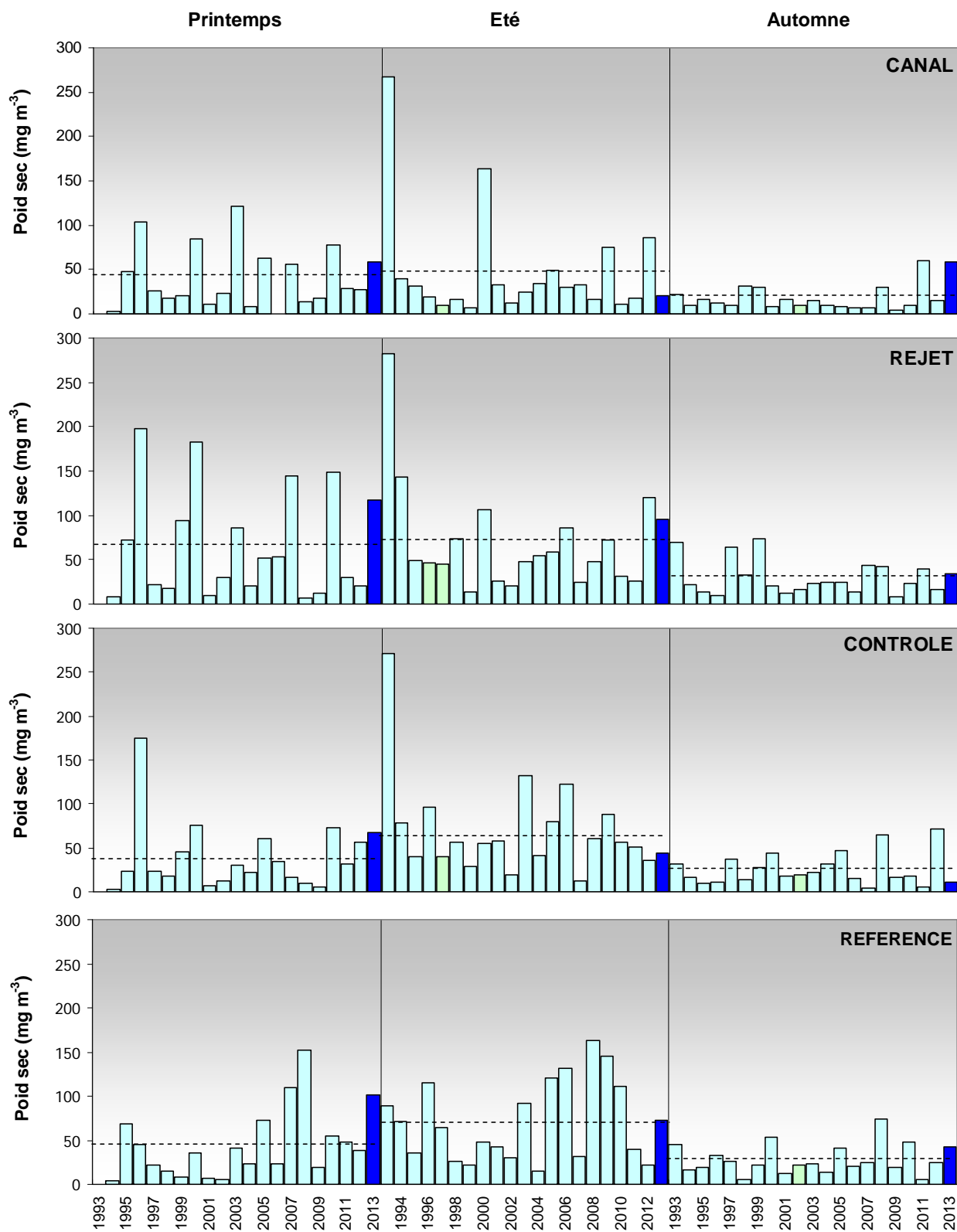


Figure 2.51 : Évolution de la biomasse sestonique (poids sec) de 1993 à 2013. Les pointillés représentent la moyenne des séries.

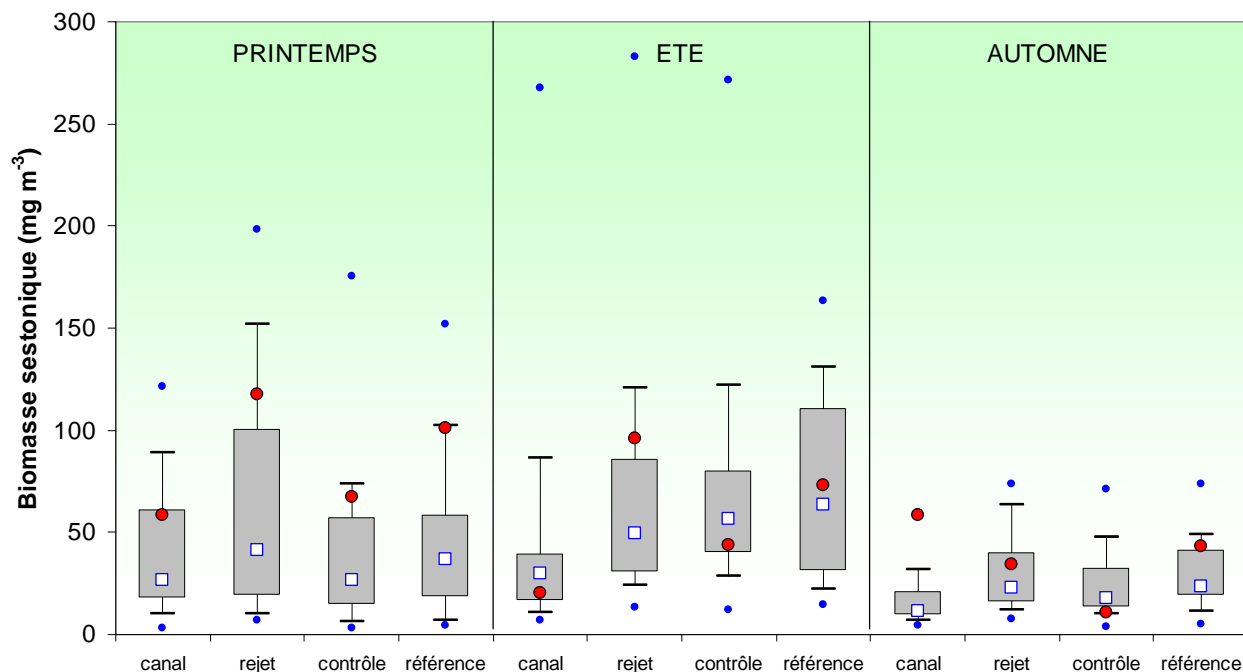


Figure 2.52 : Évolution de la biomasse sestonique (poids sec) de 1993 à 2013. Le point central représente la médiane (□) ; la boîte englobe 50 % des valeurs (▭) ; les moustaches, 80 % des valeurs (⊢). Les points extrêmes, présentent les valeurs maximales et minimales (●). Le point rouge représente la valeur obtenue en 2013(●).

## 2.4.7. Abondances zooplanctoniques globales

La plupart des phyla invertébrés est représenté dans le zooplancton qui comprend plus de 36 000 espèces. Les dénombrements et l'identification des espèces zooplanctoniques en groupes biologiques (holoplancton, méroplancton) puis systématiques (embranchements et jusqu'aux espèces) – voir aussi tableau 2.28 – permettent d'étudier leur distribution spatio-temporelle voire rechercher une éventuelle influence de l'activité de la centrale sur ces populations.

### 2.4.7.1. Variations spatiales et temporelles en 2013

Les dénombrements zooplanctoniques effectués en 2013 sont présentés sur la figure 2.53 et sont exprimés en nombre d'individus par  $m^3$  d'eau de mer. On y observe un net gradient de densité du zooplancton de la côte vers le large quelque soit la période de prélèvement. La plus forte abondance a été observée en mars et juin au point *référence* avec  $11\,000\text{ ind. m}^{-3}$ , et la plus faible, en juin, au point *canal* avec  $889\text{ ind. m}^{-3}$ .

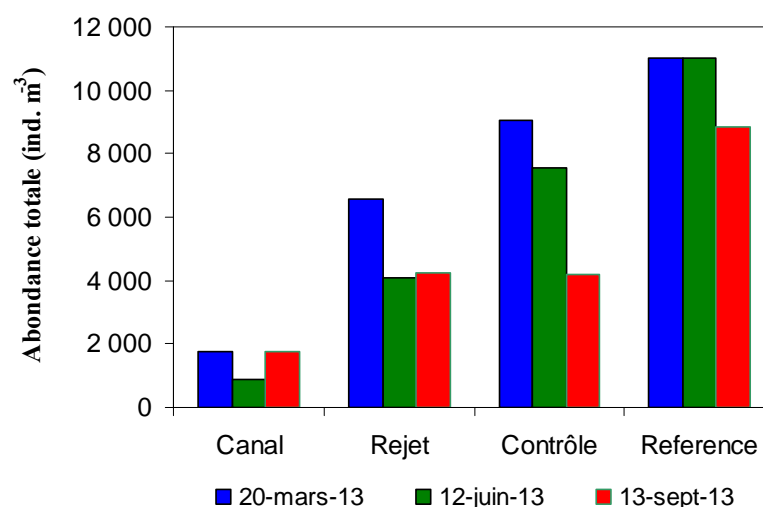


Figure 2.53 : Évolution de l'abondance zooplanctonique au cours des trois campagnes de surveillance 2013

#### 2.4.7.2. Variations interannuelles

Les abondances zooplanctoniques observées en 2013 au point *référence* étaient plus élevées que la moyenne des valeurs observées depuis 1993 (figure 2.54) l'abondance en septembre au point *référence* étaient même la plus élevée mesurées depuis le début de la série. Seuls les prélèvements effectués au mois de juin aux points côtiers ont montré des densités légèrement plus faibles que la moyenne. Les abondances au point *canal* étaient par contre plus faibles que la moyenne de la série.

Les plus fortes dispersions de valeurs de la série 1993-2013 sont observées pour les campagnes printanières et estivales aux points *rejet*, *contrôle* et *référence* traduisant ainsi la forte variabilité interannuelle des abondances zooplanctoniques sur ces points (figure 2.52). L'évolution interannuelle montre que les abondances sont en général plus faibles en automne.

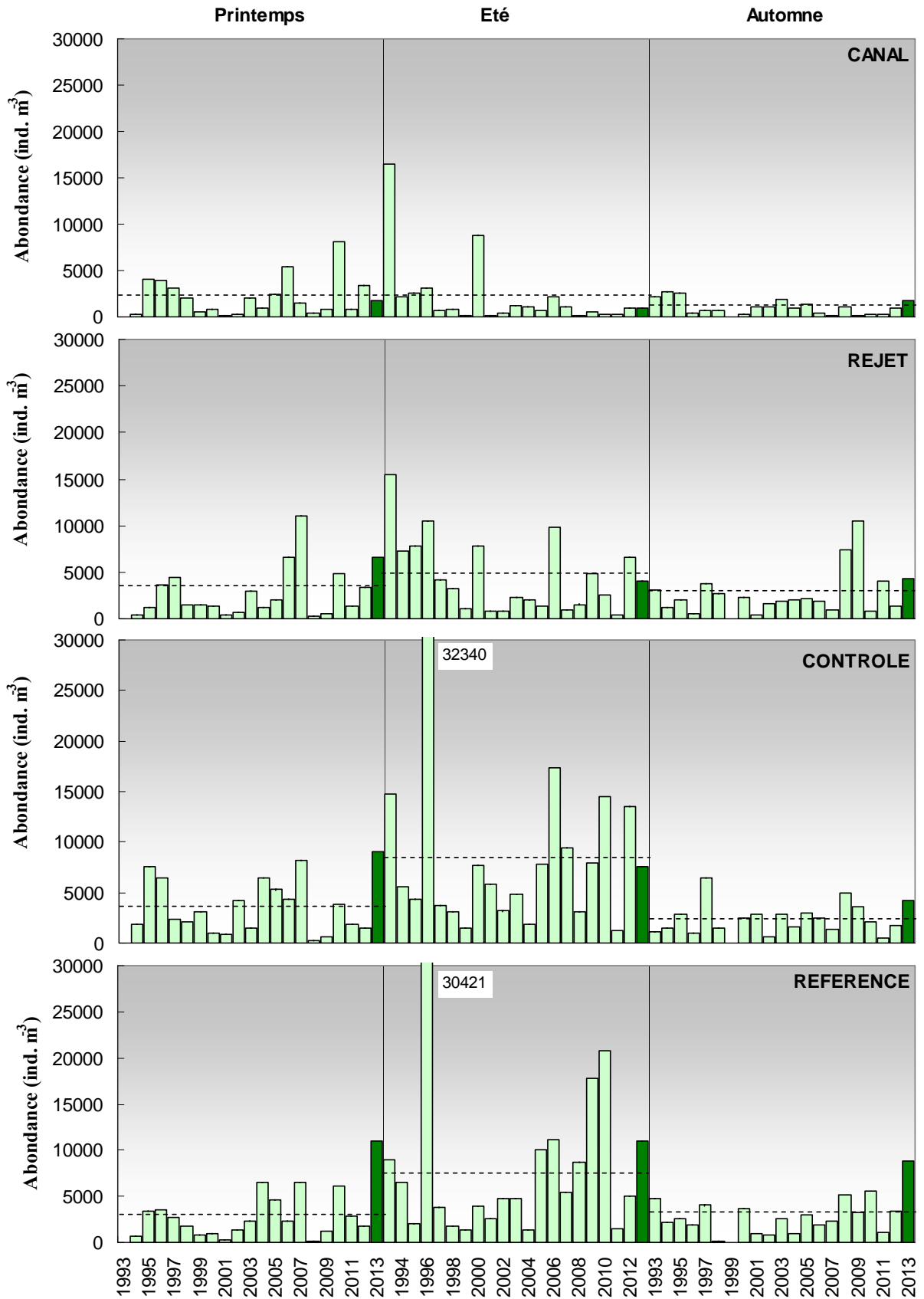


Figure 2.54 : Évolution de l'abondance zooplanctonique de 1993 à 2013. Les lignes en pointillées représentent les moyennes des séries.

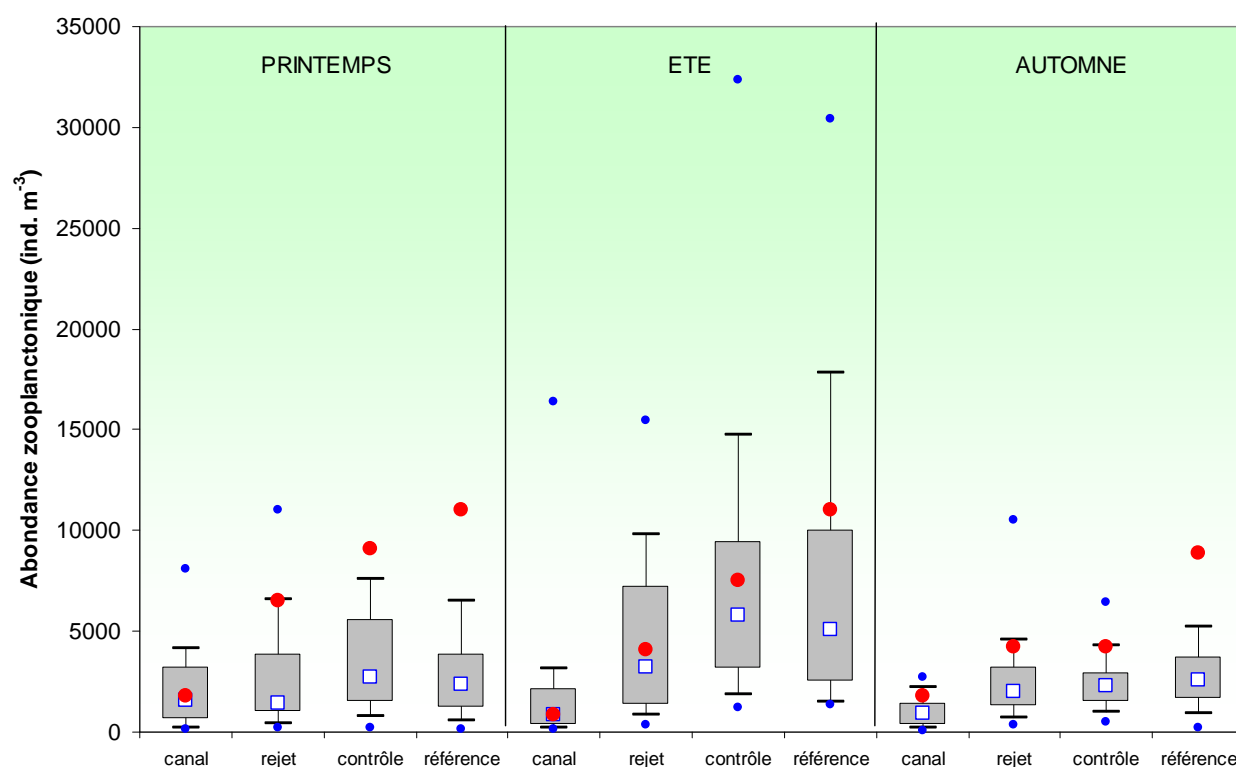


Figure 2.55 : Évolution de l'abondance zooplanctonique de 1993 à 2013. Le point central représente la médiane ( $\square$ ) ; la boîte englobe 50 % des valeurs ( $\square$ ) ; les moustaches, 80 % des valeurs ( $\top$ ). Les points extrêmes, présentent les valeurs maximales et minimales ( $\bullet$ ). Le point rouge représente la valeur obtenue en 2013 ( $\bullet$ )

#### 2.4.7.3. Approche statistique

Pour comparer les abondances zooplanctoniques entre les points *canal*, *rejet*, *contrôle* et *référence* à chaque saison, une analyse de variance à un critère de classification (ANOVA one-way) 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 1993 sont présentés dans le tableau 2.27.

COMPARAISON	PRINTEMPS	ÉTE	AUTOMNE
<i>n</i>	80	84	80
<i>p</i>	0,22	<b>0,000</b>	<b>0,0001</b>

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

Tableau 2.27 : Probabilité associée *p* des tests statistiques sur les abondances de 1993 à 2013

Les résultats des tests indiquent que les abondances zooplanctoniques printanières ne sont pas significativement différentes d'un point à l'autre. Par contre, en été et en automne l'ANOVA montre une différence significative d'abondance selon les points de prélèvement. Une analyse post-hoc de comparaison multiple (test de Tuckey) montre que c'est la moyenne des abondances du point *canal* qui diffère de manière significative avec celles des points *rejet*, *contrôle* et *référence*. Comme observé sur les figures 2.54 et 2.55, le point *canal* semble donc bien être



caractérisé par des abondances zooplanctoniques plus faibles que pour les autres points de prélèvement.

## 2.4.8. Étude faunistique

### 2.4.8.1. 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 cladocères, les appendiculaires et les chaetognathes. D'autres organismes holoplanctoniques comme les mysidacés et les cténaïres ont été très peu présents lors des trois campagnes 2013 (tableau 2.28).

Abondance zooplancton (N/m <sup>3</sup> )	20 mars 2013								12 juin 2013								13 septembre 2013									
	Canal		Rejet		contrôle		référence		Canal		Rejet		contrôle		référence		Canal		Rejet		contrôle		référence			
	N/m <sup>3</sup>	%	N/m <sup>3</sup>	%	N/m <sup>3</sup>	%	N/m <sup>3</sup>	%	N/m <sup>3</sup>	%	N/m <sup>3</sup>	%	N/m <sup>3</sup>	%	N/m <sup>3</sup>	%	N/m <sup>3</sup>	%	N/m <sup>3</sup>	%	N/m <sup>3</sup>	%	N/m <sup>3</sup>	%		
<b>holoplancton</b>																										
Cténaïres	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Appendiculaires	153	29	432	11	980	21	366	9	32	6	84	3	240	4	902	9	8	1	54	1	37	1	0	0	0	0
Cladocères	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	107	2	112	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Copépodes	383	71	3509	89	3732	79	3852	91	472	94	3243	97	6150	95	8987	90	1487	97	3974	98	3987	99	8225	98	0	0
Mysidacés	0	0	9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	13	0	0	0	0	0	0	0
Cumacés	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	32	2	0	0	0	0	0	0	0	0
Gammaridés	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	13	0	0	0	0	0	0	0
Chaetognathes	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7	0	0	0	0	0	0	0
<b>total holoplancton</b>	<b>536</b>	<b>30</b>	<b>3955</b>	<b>60</b>	<b>4712</b>	<b>52</b>	<b>4218</b>	<b>38</b>	<b>504</b>	<b>57</b>	<b>3333</b>	<b>82</b>	<b>6497</b>	<b>86</b>	<b>10001</b>	<b>91</b>	<b>1527</b>	<b>87</b>	<b>4061</b>	<b>95</b>	<b>4024</b>	<b>96</b>	<b>8372</b>	<b>95</b>		
<b>méroplancton</b>																										
Cnidaires	0	0	0	0	4	0	0	0	8	2	0	0	9	1	0	0	32	14	0	0	7	4	0	0	0	0
Larves d'annélides	366	30	585	23	742	17	1105	16	118	31	188	25	116	11	82	8	40	17	13	7	0	0	4	1	0	0
Larves de cirripèdes	829	68	2000	77	3553	82	5610	83	164	43	463	61	730	70	500	50	32	14	64	33	9	5	0	0	0	0
Larves de décapodes	7	1	0	0	13	0	7	0	3	1	15	2	31	3	33	3	0	0	20	10	51	30	103	21	0	0
Larves de mollusques	14	1	5	0	30	1	30	0	72	19	84	11	142	14	352	35	129	55	98	50	103	61	367	76	0	0
Larves de bryozoaires	7	1	0	0	0	0	0	0	15	4	3	0	4	0	3	0	0	0	0	0	0	0	7	1	0	0
Larves d'échinodermes	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Oeufs et larves de poissons	0	0	5	0	13	0	22	0	0	0	0	0	9	1	31	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>total méroplancton</b>	<b>1223</b>	<b>70</b>	<b>2595</b>	<b>40</b>	<b>4355</b>	<b>48</b>	<b>6774</b>	<b>62</b>	<b>380</b>	<b>43</b>	<b>753</b>	<b>18</b>	<b>1041</b>	<b>14</b>	<b>1001</b>	<b>9</b>	<b>233</b>	<b>13</b>	<b>195</b>	<b>5</b>	<b>170</b>	<b>4</b>	<b>481</b>	<b>5</b>		
<b>total zooplancton</b>	<b>1759</b>		<b>6550</b>		<b>9067</b>		<b>10992</b>		<b>884</b>		<b>4086</b>		<b>7538</b>		<b>11002</b>		<b>1760</b>		<b>4256</b>		<b>4194</b>		<b>8853</b>			

Tableau 2.28 : Abondance et dominance des principaux groupes zooplanctoniques à Penly en 2013

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 et été, pendant les périodes de reproduction des espèces benthiques (figure 2.56).

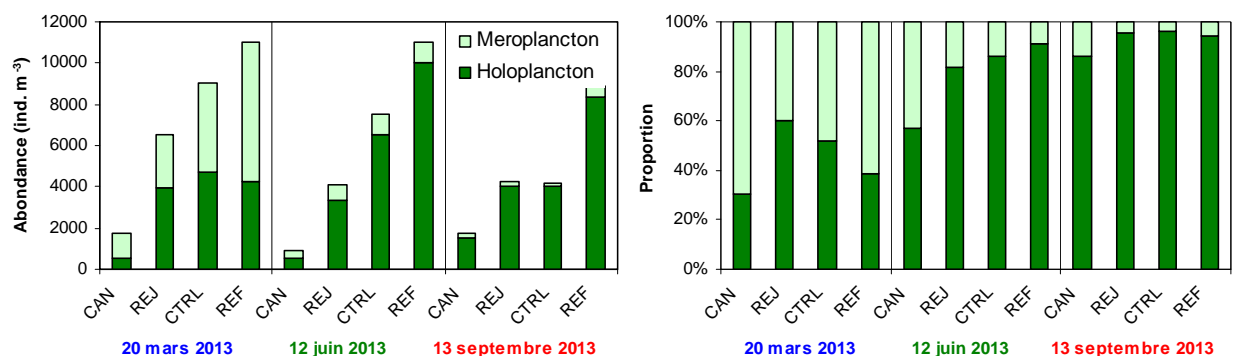


Figure 2.56 : Abondance de l'holoplancton et du méroplancton dans le zooplancton total en 2013

Au printemps, le méroplancton représentait de 40 à 70% du zooplancton et était plus important à la côte. Cette fraction était essentiellement composée de larves de cirripèdes (70 - 80%) et d'annélides (15 - 30%). L'holoplancton était, quant à lui, presque exclusivement composé de copépodes (>70%) et dans une moindre mesure d'appendiculaires (<30%).

En été, le méroplancton ne représente plus que 10 à 40% du zooplancton et était plus abondant à la côte. Cette fraction était composée de larves de cirripède, de larves de décapodes et de gastéropodes. L'holoplancton était, quant à lui, largement représenté par les copépodes ( $\geq 90\%$ ). Les copépodes ont représenté jusqu'à 81% du zooplancton total au large.

En automne, le méroplancton ne représentait plus que 5 à 13% maximum du zooplancton aux différentes stations de prélèvement. Les larves de mollusques (principalement gastéropode) étaient les plus abondantes à tous les points de prélèvement, celles de décapodes surtout présentes aux points *contrôle* et *référence* et les larves de cirripèdes à la côte. L'holoplancton était encore représenté en majorité par les copépodes (>95%)

#### 2.4.8.2. Variations spatio-temporelles des principaux taxons

##### 2.4.8.2.a. L'holoplancton

- Les copépodes

Les copépodes, qui constituaient le taxon dominant de l'holoplancton, ont montré la même évolution saisonnière que celui-ci (figure 2.57). Ainsi, la plus forte abondance de copépode a été observée en juin au point *référence* (8 987 ind. m<sup>-3</sup>). Le point *canal* présente en général des abondances assez faibles.

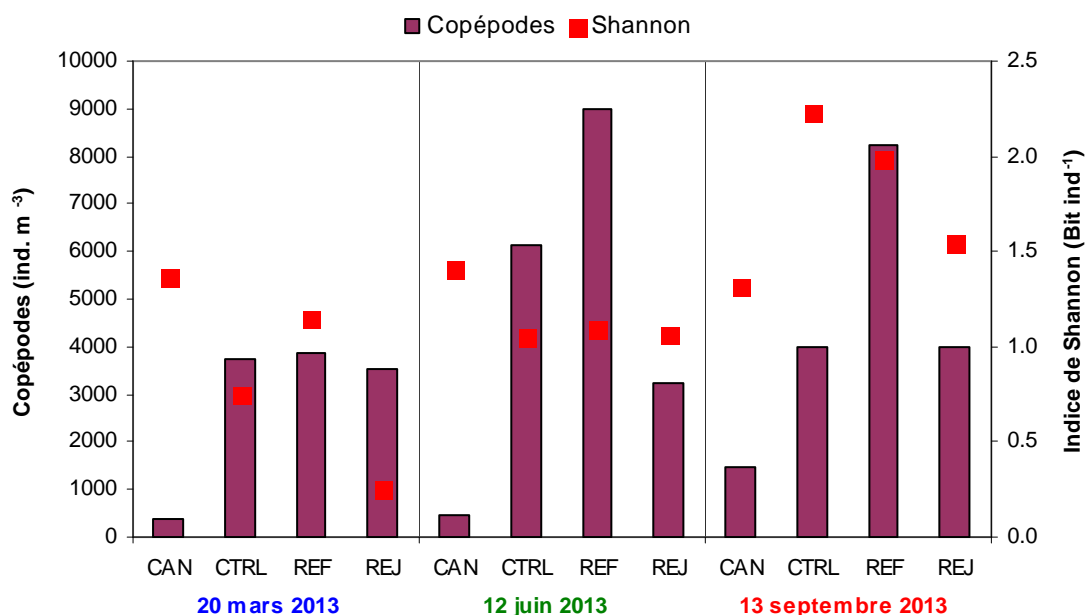


Figure 2.57 : Abondance des copépodes (adultes et copépodites) et diversité spécifique en 2013

L'indice de diversité de Shannon (figure 2.57) 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 le CNPE de Penly ( $\leq 2.2 \text{ Bit. ind}^{-1}$ ) en regard du nombre d'espèces de copépode présent dans nos échantillons (entre 4 et 8). Comme souvent en milieu côtier tempéré, les échantillons étaient caractérisés par une ou deux espèces de copépodes représentant 50 à 90 % du peuplement alors que plusieurs espèces n'étaient représentées que par un ou deux individus.

Parmi les principales espèces de copépodes présentes sur le site de Penly on trouve (figure 2.58) :

#### **Acartia clausi**

Espèce plutôt estivale et automnale, elle représentait 40 à 70 % de l'abondance totale des copépodes de juin à septembre avec un maximum au point *référence* de juin (6 214 ind. m<sup>-3</sup>).

#### **Temora longicornis**

Présente toute l'année, cette espèce était généralement peu abondante au point *canal* par rapport aux autres points. Au printemps elle représentait entre 45 et 95% des copépodes. Son maximum d'abondance a été observé en mars au point *rejet* (3 295 ind. m<sup>-3</sup>).

Ces deux espèces de copépode, *A. clausi* et *T. longicornis*, sont les plus abondantes et les plus caractéristiques de la communauté planctonique dans les eaux proches du CNPE de Penly.

#### **Centropages hamatus**

En nombre très variable, cette espèce était toujours présente dans les échantillons avec des abondances de l'ordre de 5 à 250 ind. m<sup>-3</sup>. Son abondance était plus faible au printemps.

#### **Pseudocalanus elongatus**

Espèce généralement printanière et estivale, elle est quasiment absente des échantillons en septembre. Une étude publiée en 2010 sur 20 années de suivi des communautés zooplanctoniques devant Plymouth (Angleterre) confirme que *P. elongatus* tout comme *T. longicornis*, autrefois très abondantes sont en diminution en Manche (Eloire *et al.* 2010). Son abondance maximale a été observée en mars au point *référence* (362 ind. m<sup>-3</sup>).

#### **Paracalanus parvus**

Espèce plutôt automnale, avec des abondances de l'ordre de 510 ind. m<sup>-3</sup> au point *contrôle* en septembre. Elle succède généralement à *P. elongatus* dans les communautés planctoniques des milieux côtiers tempérés.

#### **Euterpina acutifrons**

Cette espèce caractérise les communautés automnales de copépodes en milieu côtier avec un maximum d'abondance cette année de 833 ind. m<sup>-3</sup> en septembre au point *rejet*). 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 sont collectés dans la colonne d'eau avec les filets à plancton (surtout des femelles), 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.

L'évolution interannuelle de l'abondance totale en copépode depuis 1993 montre que ce groupe taxonomique est généralement plus abondant en été par rapport au printemps et à l'automne (Fig. 2.59). Elle confirme ce qui est observé pour le zooplancton total : les abondances observées pour l'année 2013 sont globalement plus fortes que la moyenne des années précédentes hormis pour le point *canal* au printemps et en été.

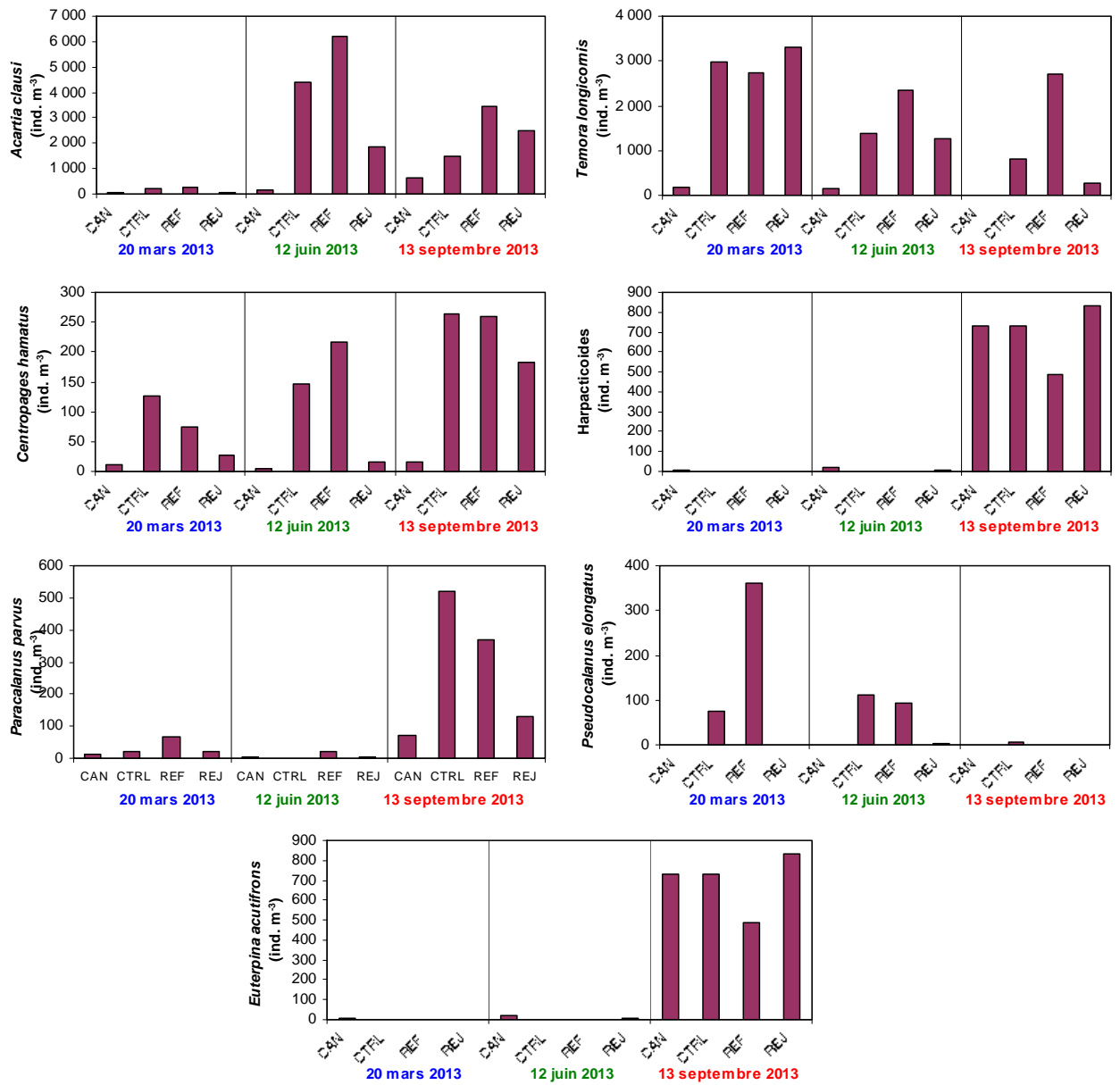


Figure 2.58 : Abondance (adultes et copépodites) des principales espèces de copépodes en 2013

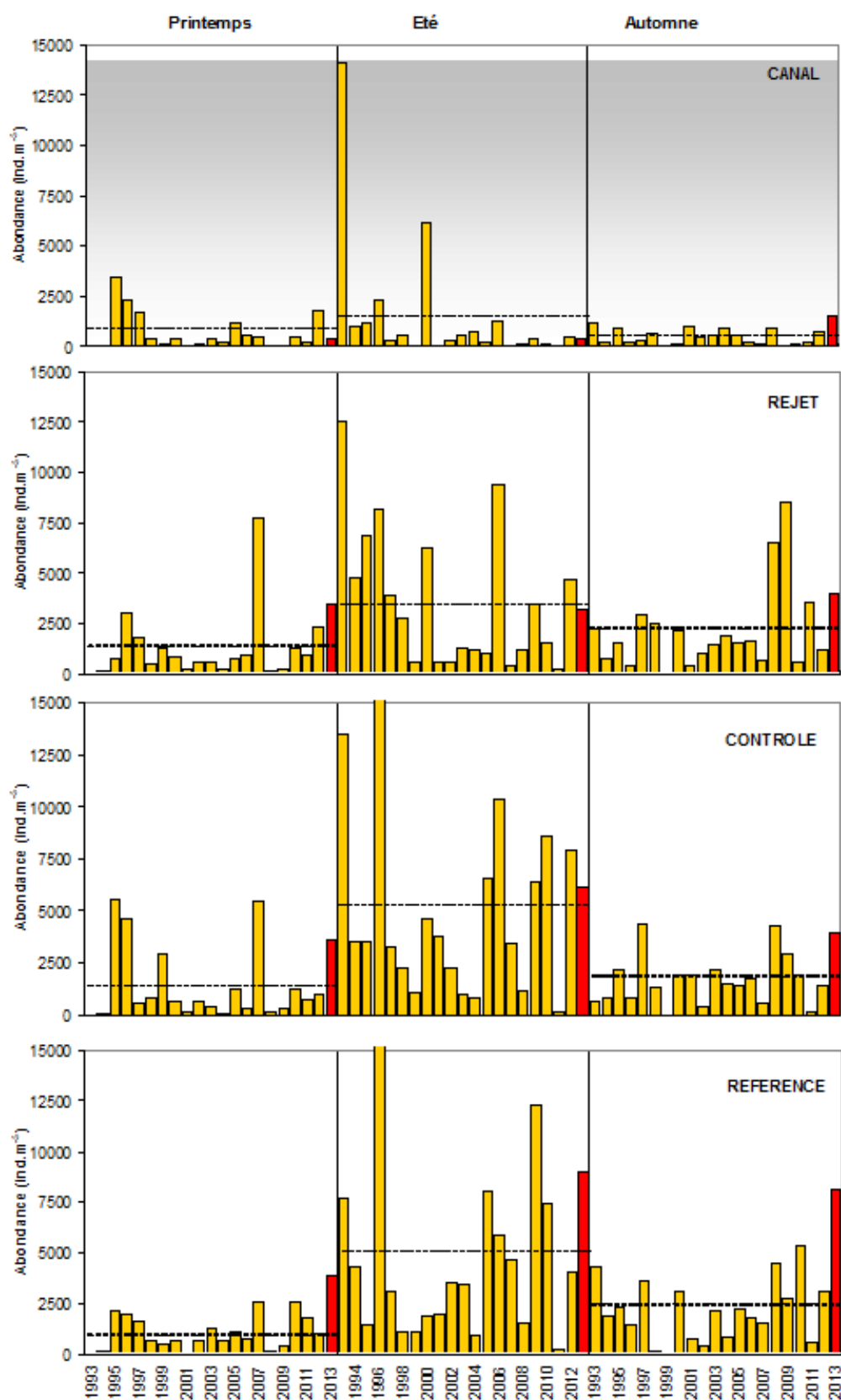


Figure 2.59 : Évolution de l'abondance totale des copépodes à Penly de 1993 à 2013. Les lignes en pointillées représentent les moyennes des séries.

- Les autres espèces holoplanctoniques

Les appendiculaires, représentés par l'espèce *Oikopleura dioica*, étaient surtout présents en mars et juin avec des abondances allant jusqu'à 980 ind. m<sup>-3</sup> au point *contrôle* de juin (figure 2.60). C'est le deuxième groupe holoplanctonique après les copépodes en termes d'abondance. Les appendiculaires sont généralement plus abondants au large.

Les chaetognathes, représentés par le genre *Parasagitta* n'ont été identifiés que dans les échantillons de septembre. Comme les appendiculaires ils sont eux aussi plus abondants au large (147 ind. m<sup>-3</sup>).

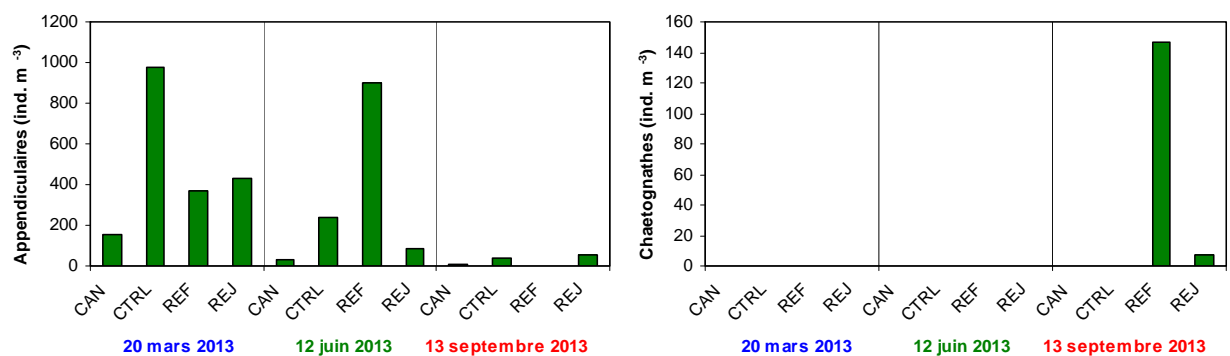


Figure 2.60 : Abondances des appendiculaires et des chaetognathes en 2013

#### 2.4.8.2.b. 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 2.61.

- Embranchement des annélides

Des larves d'annélides polychètes étaient plus abondantes en mars au point référence (390 ind. m<sup>-3</sup>) et peu présentes au point *contrôle* (76 ind. m<sup>-3</sup>). Il s'agissait pour l'essentiel de 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.

- Embranchement des mollusques

Les larves de mollusques (essentiellement de gastéropodes) représentaient entre 50 et 75 % du méroplancton en septembre (maximum 367 ind. m<sup>-3</sup> au point *référence*). Un gradient côte-large (*canal/rejet* - *référence/contrôle*) existe pour les larves de juin.

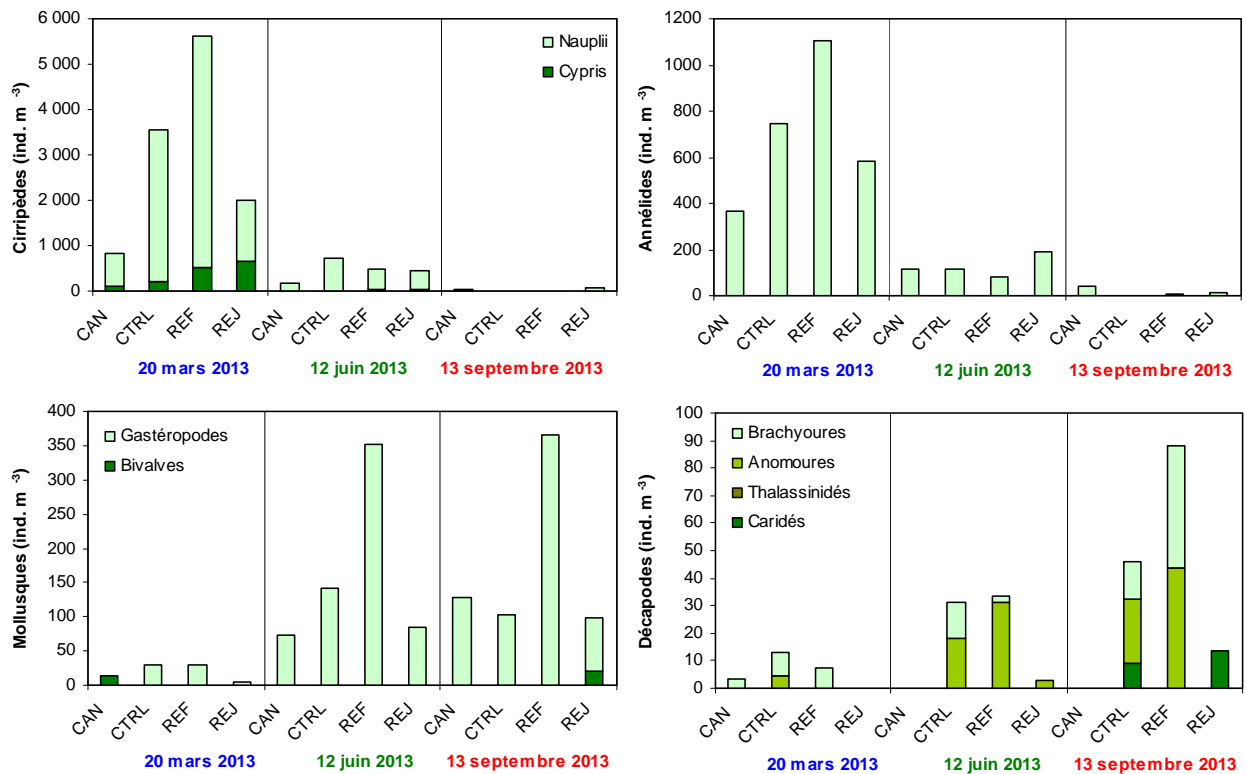


Figure 2.61 : Abondance des principales espèces méroplanctoniques en 2013

- Embranchement des arthropodes, classe des crustacés, ordre des cirripèdes  
 Les cirripèdes sont des crustacés qui, au stade adulte, vivent fixés sur les rochers et les substrats durs. Ils constituent une part importante des ‘salissures’ (‘fouling’). Les larves, essentiellement les stades nauplii de balanes, sont émises en grande quantité et constituent un maillon important de la chaîne alimentaire.  
 Les larves de cirripèdes étaient essentiellement printanières et estivales représentant alors jusqu’à 83 % du méroplankton total (point *contrôle* de juin) avec un maximum d’abondance observé en mars au point *référence* de 5 610 ind. m<sup>-3</sup>.
- Embranchement des arthropodes, classe des crustacés, ordre des décapodes  
 Les larves de décapodes, très peu présentes cette année, ont été observées surtout en juin et septembre et appartenaient essentiellement à quatre sous-ordres :  
Larves de Caridés (crevettes)  
 Présentes uniquement en septembre aux points *contrôle* et *rejet* (où elles représentent 100% des larves de décapodes). Les larves de Caridés ne composent que 5 à 7% du méroplankton total.  
Larves de Thalassinidés  
 Absentes cette année.  
Larves d’Anomoures  
 Larves de décapodes les plus abondantes cette année, elles sont préférentiellement présentes au large (*contrôle* et *référence*) où elles n’ont représenté que 10 à 15% du méroplankton total en septembre. Il s’agissait essentiellement de l’espèce *Pisidia longicornis longicornis* (famille des Porcellanidés).  
Larves de Brachyours (crabes et araignées de mer)  
 Ces larves ont suivi les mêmes fluctuations que les larves d’anomoures et n’ont représenté que 10% du méroplankton total en septembre.

## 2.4.9. Conclusions

Les valeurs de biomasse sestonique observées lors des campagnes de 2013 ont fortement dévié par rapport à la moyenne des valeurs observées depuis 1993. Le rapport C/N indique la présence de débris végétaux au point *canal* de septembre ( $C/N > 6$ ) alors que sa valeur aux autres points indique la dominance du zooplancton ( $C/N \sim 4$ ) ; le rapport C/N est toujours plus élevé au point *canal*, ce qui semble normal vu sa localisation enclavé où à tendance à ce concentrer les débris végétaux et sédiments. Bien que ce rapport soit généralement caractéristique du zooplancton, la biomasse sestonique ne permet pas de refléter le gradient côte-large de l'abondance zooplanctonique.

La plus forte abondance zooplanctonique a été enregistrée en juin au point *référence* ce qui constituait l'une des plus fortes abondances printanières et estivales pour ce point depuis le début de la série temporelle (1993). En 2013, les abondances zooplanctoniques ont montré une tendance croissante de la côte vers le large.

Le méroplancton constitue toujours une composante non négligeable du zooplancton total (notamment au printemps), avec là encore des différences d'abondance entre la côte et le large, ainsi que dans la composition taxinomique et les stades de développement de certains groupes (notamment les larves de cirripèdes). L'holoplancton était quant à lui toujours largement représenté par les copépodes (> 80 %) avec *A. clausi* et *T. longicornis* comme espèces dominantes.

L'abondance et la succession des espèces zooplanctoniques observées cette année respectent, pour ce que peut montrer cette analyse de trois campagnes annuelle, leur répartition saisonnière habituelle et sont caractéristiques des milieux côtiers de la Manche et de la baie sud de la Mer du Nord. Elle ne montre donc pas un quelconque effet des rejets du CNPE de Penly sur ces communautés.





### 3. Le domaine halieutique

<i>Rapport</i>	Christophe LOOTS (RH/BL) Ivan SCHLAICH (RH/PEB)
<i>Traitement des données</i>	Nicolas GOASCOZ (RH/PEB)
<i>Missions en mer</i>	Jérôme QUINQUIS (RH/PEB) Alain TETARD (RH/PEB) Ivan SCHLAICH (RH/PEB) Jean Paul DELPECH (RH/BL) Nicolas GOASCOZ (RH/PEB) Aurelie FAUVEAU (GEMEL)
<i>Embarquements Ichtyoplancton</i>	Valérie LEFEBVRE (RH/BL) Benoit GOMEZ (RH/BL) Nicolas GOASCOZ (RH/PEB)
<i>Tri de l'ichtyoplancton</i>	Wilfried LOUIS (RH/BL) Valérie LEFEBVRE (RH/BL)
<i>Tri macrofaune à terre</i>	Jocelyne MORIN



### 3.1. Ichtyoplancton

L'ichtyoplancton regroupe l'ensemble des phases planctoniques chez les poissons, à savoir les œufs et les larves.

#### 3.1.1. Matériel et méthodes

##### 3.1.1.1. Localisation des points de prélèvements

Les prélèvements sont réalisés en trois points (cf. figure 2.1 : un point côtier situé près du canal d'aménée (point 1, ou point *canal*), un point situé dans le rejet (point 2, ou point *rejet*), un point contrôle hors influence des eaux du rejet (point 3, ou point *contrôle*)

##### 3.1.1.2. Méthodes de prélèvement

Les prélèvements ont été effectués avec un filet bongo muni de deux filets coniques (diamètre d'ouverture : 60 cm ; maille de 500  $\mu\text{m}$  ; Smith et Richardson, 1977). La pêche se fait en trait oblique, de la surface jusqu'au fond à la vitesse de 2 nœuds environ ( $1 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ ). Un dépresseur en V de 40 kg environ assure la plongée et la stabilité de l'engin de pêche.

Deux répliquats sont réalisés en chaque point. A l'entrée de chaque filet, un volucompteur KC-Denmark permet le calcul des volumes filtrés ( $V_f$ ) selon la formule :

$$V_f = NTrs \times \alpha \times S$$

avec NTrs le nombre de tours de volucompteur,  $\alpha$  le coefficient de conversion du volucompteur (ici  $\alpha = 0,3$ ) et S la surface d'ouverture du filet (ici  $S = 0,28$ ).

Les mesures de température et de salinité ont été réalisées au moyen d'une sonde YSI 600 QS. L'erreur maximale de mesure tolérée (EMT) est de  $0,5^\circ\text{C}$  pour la température et de 0,5 pour la salinité. Les relevés sont faits à deux niveaux: en sub-surface et au voisinage du fond.

##### 3.1.1.3. Campagnes d'échantillonnage

Les 4 missions ont été effectuées à bord du chalutier artisanal TIOT HALLE les 9 avril, 3 et 17 mai et 3 juin 2013 (Tableau 3.1). La date des campagnes est choisie, dans la mesure du possible, en fonction des coefficients de marée les plus faibles.

N° de campagne	Date	Point	Répliquats	Heure du prélèvement	Température surface ( $^\circ\text{C}$ )	Température fond ( $^\circ\text{C}$ )	Salinité surface	Salinité fond	Durée du trait (min)	Volume filtré ( $\text{m}^3$ )
157	9-avr-13	Canal	1	06:58	6,5		33,3		6	150,3
			2						6	153,8
		Rejet	1	06:35	6,5		33,4		5	137,5
			2						5	140,7
		Contrôle	1	06:08	6,4		33,5		5	150,6
			2						5	147,7
158	3-mai-13	Canal	1	12:51	11,2		33,6		5	137,6
			2						5	134,9
		Rejet	1	12:35	11,7		33,8		6	142,8
			2						6	145,0
		Contrôle	1	12:17	10,6		33,8		5	143,2
			2						5	139,1
159	17-mai-13	Canal	1	10:50	11,3		33,3		5	136,3
			2						5	127,8
		Rejet	1	10:37	11,1		33,4		6	167,0
			2						6	152,8
		Contrôle	1	10:21	11,7		33,4		6	136,9
			2						6	130,5
160	3-juin-13	Canal	1	13:30	13,3		33,1		6	129,7
			2						6	132,7
		Rejet	1	13:14	14,6		33,3		5	142,2
			2						5	136,9
		Contrôle	1	12:56	13,2		33,1		5	134,5
			2						5	136,6

Tableau 3.1 Caractéristiques des campagnes d'échantillonnage de l'ichtyoplancton sur le site du CNPE de Penly au printemps 2013

### 3.1.1.4. Conservation, identification et dénombrement

Les échantillons collectés ont été conservés dans des flacons de 2 litres pré-remplis d'une sauce de conservation Battaglia (Mastail et Battaglia, 1978 ; Lelièvre *et al.*, 2010) contenant du formol concentré à 0,9%.

Les œufs et larves de sole (*Solea solea*, L.), de limande (*Limanda limanda*, L.), de sprat (*Sprattus sprattus*, L.) et de sardine (*Sardina pilchardus*, Walbaum) ont été triés, identifiés et comptés sous loupe binoculaire sur tout ou une partie de l'échantillon. Pour les œufs, deux stades ont été distingués, un stade 'Non Embryonné' (absence d'un embryon formé) et un stade 'Embryonné' (présence d'un embryon formé). Lorsque l'échantillon était trop concentré, un fractionnement à la boîte de Motoda (Motoda, 1983) a été réalisé de manière à obtenir un sous-échantillon contenant au moins 100 individus pour chaque groupe identifié (œufs embryonnés de sprat, larves de sole...). Le nombre d'individus comptés a ensuite été ramené au volume total de l'échantillon (ind.m<sup>-3</sup>).

L'identification des œufs et larves s'est faite d'après Russel (1976).

## 3.1.2. Résultats

### 3.1.2.1. La sole (*Solea solea*)

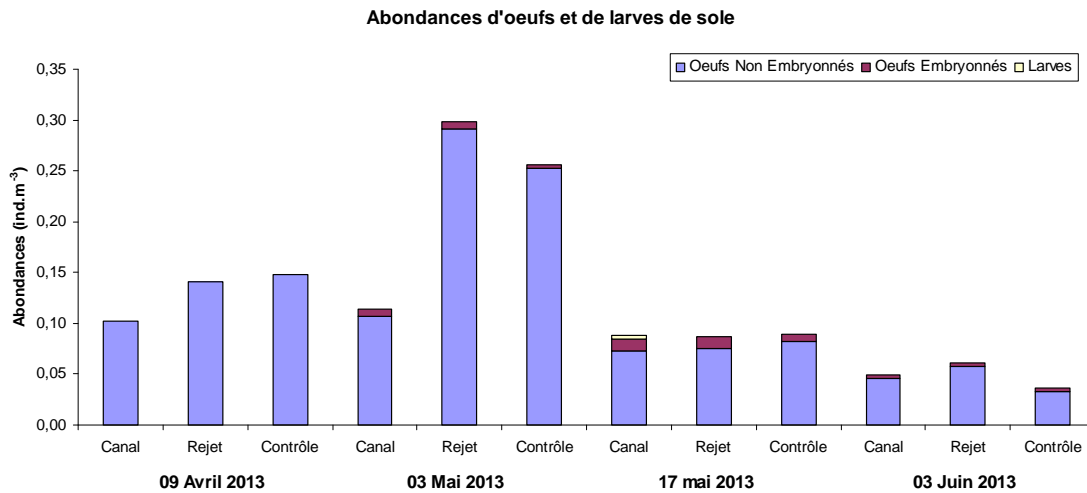
#### 3.1.2.1.a Les œufs et larves en 2013

Les abondances d'œufs et de larves de soles observées sur le site du CNPE de Penly en 2013 sont présentées dans le tableau 3.2.

Date	Point	Replicats	Total œufs	Œufs NE	Œufs E	Larves
09-avr	Canal	1	0,15	0,15	0,00	0,00
		2	0,05	0,05	0,00	0,00
		Moyenne	<b>0,10</b>	<b>0,10</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>
	Rejet	1	0,16	0,16	0,00	0,00
		2	0,12	0,12	0,00	0,00
		Moyenne	<b>0,14</b>	<b>0,14</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>
	Contrôle	1	0,12	0,12	0,00	0,00
		2	0,18	0,18	0,00	0,00
		Moyenne	<b>0,15</b>	<b>0,15</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>
03-mai	Canal	1	0,12	0,11	0,01	0,00
		2	0,10	0,10	0,00	0,00
		Moyenne	<b>0,11</b>	<b>0,11</b>	<b>0,01</b>	<b>0,00</b>
	Rejet	1	0,25	0,25	0,00	0,00
		2	0,34	0,33	0,01	0,00
		Moyenne	<b>0,30</b>	<b>0,29</b>	<b>0,01</b>	<b>0,00</b>
	Contrôle	1	0,19	0,18	0,01	0,00
		2	0,32	0,32	0,00	0,00
		Moyenne	<b>0,26</b>	<b>0,25</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>
17-mai	Canal	1	0,05	0,04	0,01	0,00
		2	0,12	0,11	0,01	0,01
		Moyenne	<b>0,08</b>	<b>0,07</b>	<b>0,01</b>	<b>0,00</b>
	Rejet	1	0,10	0,08	0,02	0,00
		2	0,07	0,07	0,00	0,00
		Moyenne	<b>0,09</b>	<b>0,07</b>	<b>0,01</b>	<b>0,00</b>
	Contrôle	1	0,09	0,08	0,01	0,00
		2	0,09	0,08	0,01	0,00
		Moyenne	<b>0,09</b>	<b>0,08</b>	<b>0,01</b>	<b>0,00</b>
03-juin	Canal	1	0,07	0,06	0,01	0,00
		2	0,03	0,03	0,00	0,00
		Moyenne	<b>0,05</b>	<b>0,05</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>
	Rejet	1	0,04	0,03	0,01	0,00
		2	0,09	0,09	0,00	0,00
		Moyenne	<b>0,06</b>	<b>0,06</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>
	Contrôle	1	0,03	0,03	0,00	0,00
		2	0,04	0,04	0,01	0,00
		Moyenne	<b>0,04</b>	<b>0,03</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>

Tableau 3.2 : Abondances (ind.m<sup>-3</sup>) des œufs (NE, Non Embryonnés ; E, Embryonnés) et des larves de sole sur le site du CNPE au printemps 2013

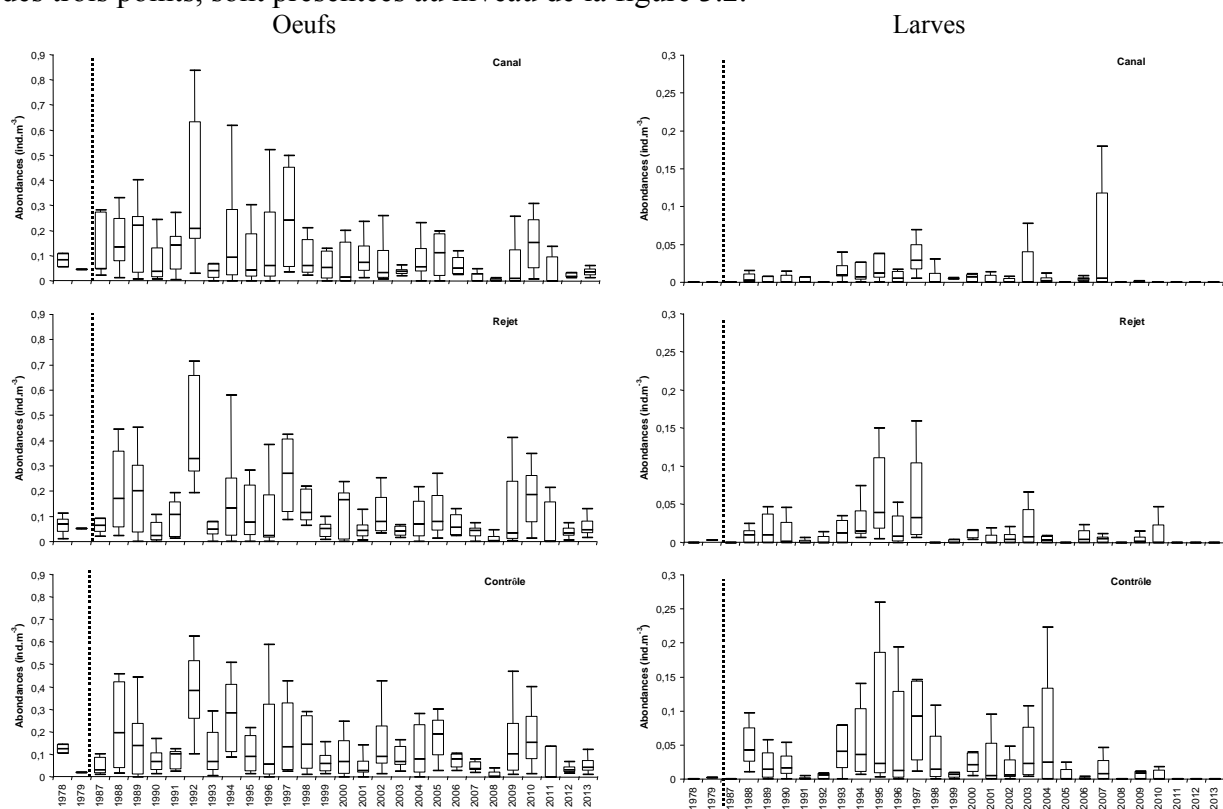
En 2013, les abondances maximales d'œufs de sole (figure 3.1) ont été rencontrées au point rejet lors de la campagne du 03 Mai. Sur l'ensemble des quatre campagnes, ce sont majoritairement des œufs non-embryonnés qui ont été rencontrés. En ce qui concerne les larves, un seul individu a été collecté au point canal lors de la campagne du 17 mai.



**Figure 3.1 : Abondances (moyennes sur les deux répliquats) d'œufs et de larves de sole sur le site du CNPE de Penly au printemps 2013 en fonction de la date et du point de prélèvement**

### 3.1.2.1.b Les œufs et larves depuis 1978

Les abondances des œufs et larves de sole sur le site du CNPE de Penly depuis 1978, pour chacun des trois points, sont présentées au niveau de la figure 3.2.



**Figure 3.2 : Abondances (log-transformées) observées entre avril et juin des œufs (gauche) et larves (droite) de sole sur le site du CNPE de Penly depuis 1978 aux points canal (haut), rejet (milieu) et contrôle (bas)**

Pour les œufs, l'année 2013 se situe parmi les années avec les abondances les plus faibles observées sur l'ensemble de la série, et ceci pour les trois points d'observation. Pour les larves, les abondances

quasi-nulles observées en 2013 confirment une tendance vers des abondances très faibles observées depuis plusieurs années sur l'ensemble des points.

### 3.1.2.2. La plie (*Pleuronectes platessa*)

Les plus importantes concentrations avaient été relevées en janvier 1978 avec 0,1 oeuf/10m<sup>3</sup> et 0,06 larve/10m<sup>3</sup> en février 1987. La période retenue de mars à juin pour l'échantillonnage des oeufs et larves des autres espèces suivies (sole, limande, sprat, sardine) n'est pas compatible avec la dynamique spatio-temporelle de la plie. En effet, les œufs de plie étant pondus au large en hiver au centre de la Manche, un échantillonnage aussi côtier que celui réalisé à Penly, dans le cadre du projet IGA, n'est pas adapté pour le suivi des œufs et larves de plie. Il n'est pas certain qu'un échantillonnage plus tôt dans l'année permettra un suivi pertinent comme l'ont montré les rapports avant 2005 où les abondances d'œufs et larves de plie enregistrées étaient très faibles. Ainsi, le suivi des œufs et larves de plie ne présente pas un réel intérêt dans ces conditions de prélèvement pour la zone située à proximité du CNPE de Penly. L'Ifremer a décidé d'abandonner leurs dénombrements à partir de 2006.

### 3.1.2.3. La limande (*Limanda limanda*)

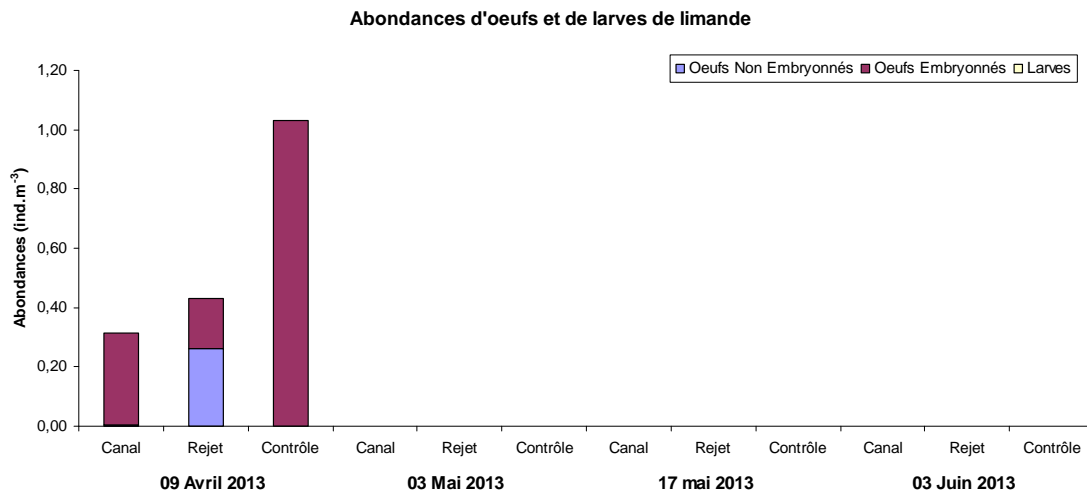
#### 3.1.2.3.a Les œufs et larves en 2013

Les abondances d'œufs et de larves de limande pour 2013 sont présentées dans le tableau 3.3. Il existe un doute important quant à l'identification des œufs de limande qui peuvent être confondus avec ceux de flet.

Date	Point	Replicats	Total œufs	œufs NE	œufs E	Larves
09-avr	Canal	1	0,30	0,00	0,30	0,00
		2	0,33	0,01	0,32	0,00
		<b>Moyenne</b>	<b>0,32</b>	<b>0,01</b>	<b>0,31</b>	<b>0,00</b>
	Rejet	1	0,53	0,52	0,01	0,00
		2	0,33	0,00	0,33	0,00
		<b>Moyenne</b>	<b>0,43</b>	<b>0,26</b>	<b>0,17</b>	<b>0,00</b>
	Contrôle	1	1,14	0,00	1,14	0,00
		2	0,92	0,00	0,92	0,00
		<b>Moyenne</b>	<b>1,03</b>	<b>0,00</b>	<b>1,03</b>	<b>0,00</b>
03-mai	Canal	1	0,00	0,00	0,00	0,00
		2	0,00	0,00	0,00	0,00
		<b>Moyenne</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>
	Rejet	1	0,00	0,00	0,00	0,00
		2	0,00	0,00	0,00	0,00
		<b>Moyenne</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>
	Contrôle	1	0,00	0,00	0,00	0,00
		2	0,00	0,00	0,00	0,00
		<b>Moyenne</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>
17-mai	Canal	1	0,00	0,00	0,00	0,00
		2	0,00	0,00	0,00	0,00
		<b>Moyenne</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>
	Rejet	1	0,00	0,00	0,00	0,00
		2	0,00	0,00	0,00	0,00
		<b>Moyenne</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>
	Contrôle	1	0,00	0,00	0,00	0,00
		2	0,00	0,00	0,00	0,00
		<b>Moyenne</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>
03-juin	Canal	1	0,00	0,00	0,00	0,00
		2	0,00	0,00	0,00	0,00
		<b>Moyenne</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>
	Rejet	1	0,00	0,00	0,00	0,00
		2	0,00	0,00	0,00	0,00
		<b>Moyenne</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>
	Contrôle	1	0,00	0,00	0,00	0,00
		2	0,00	0,00	0,00	0,00
		<b>Moyenne</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>

Tableau 3.3 : Abondances (ind.m<sup>-3</sup>) des œufs (NE, Non Embryonnés ; E, Embryonnés) et des larves de limande sur le site du CNPE de Penly au printemps 2013

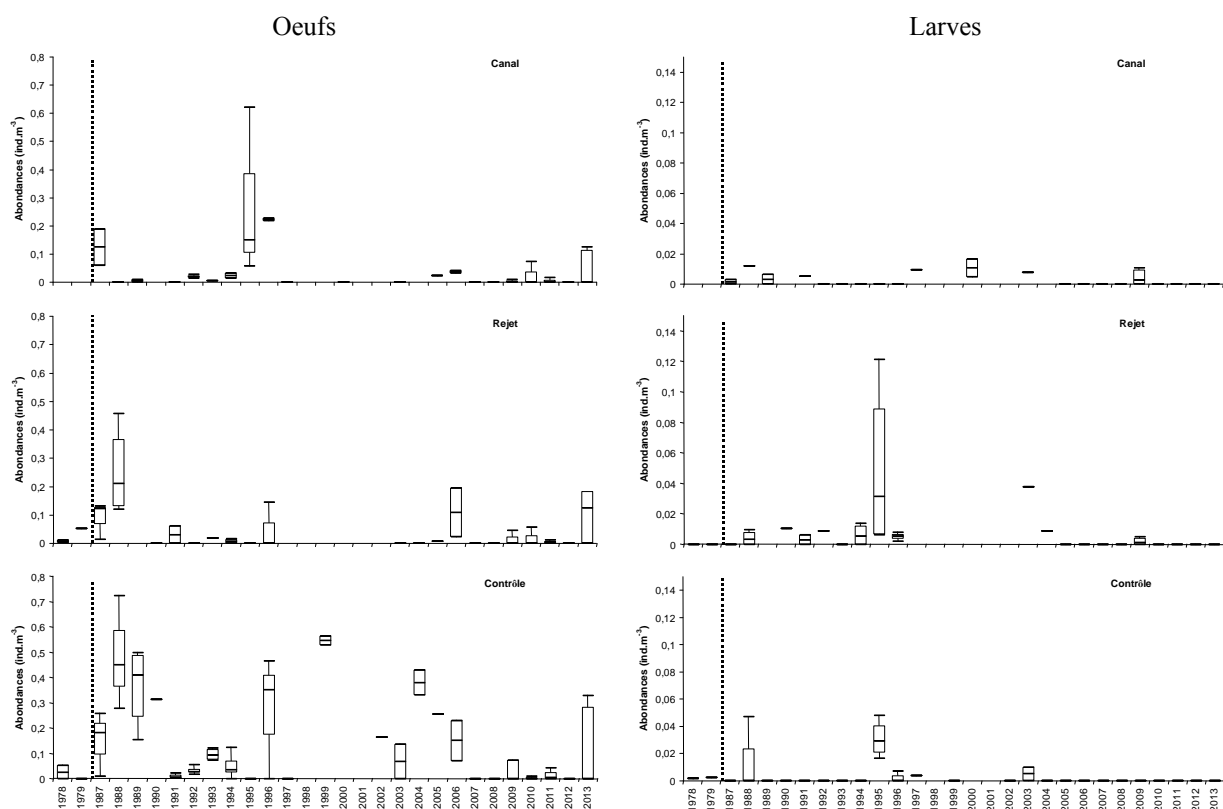
En 2013, ce sont majoritairement de œufs embryonnés qui ont été observés et uniquement pendant la campagne du 09 avril (figure 3.4). Les abondances étaient supérieures aux points contrôle et rejet par rapport au point canal. Comme les années précédentes, aucune larve n'a été observée.



**Figure 3.4 : Abondances (moyennes sur les deux répliquats) d'œufs et de larves de limande sur le site du CNPE de Penly au printemps 2013 en fonction de la date et du point de prélèvement**

### 3.1.2.3.b Les œufs et larves depuis 1978

Les abondances des œufs et larves de limande sur le site de la centrale de Penly depuis 1978 ont été calculées pour chacun des trois points et sont présentées au niveau de la figure 3.5.



**Figure 3.5 : Abondances (log-transformées) observées entre avril et mai des œufs (gauche) et larves (droite) de limande sur le site de la centrale de Penly depuis 1978 aux points canal (haut), rejet (milieu) et contrôle (bas)**



Sur l'ensemble de la série, les abondances sont très faibles à la fois pour les œufs et pour les larves. L'année 2013 montre une présence potentielle d'œufs de limande, cependant ce n'est clairement pas une espèce dominante sur le site du CNPE de Penly en termes d'œufs et de larves.

### 3.1.2.4. Le sprat (*S. sprattus*)

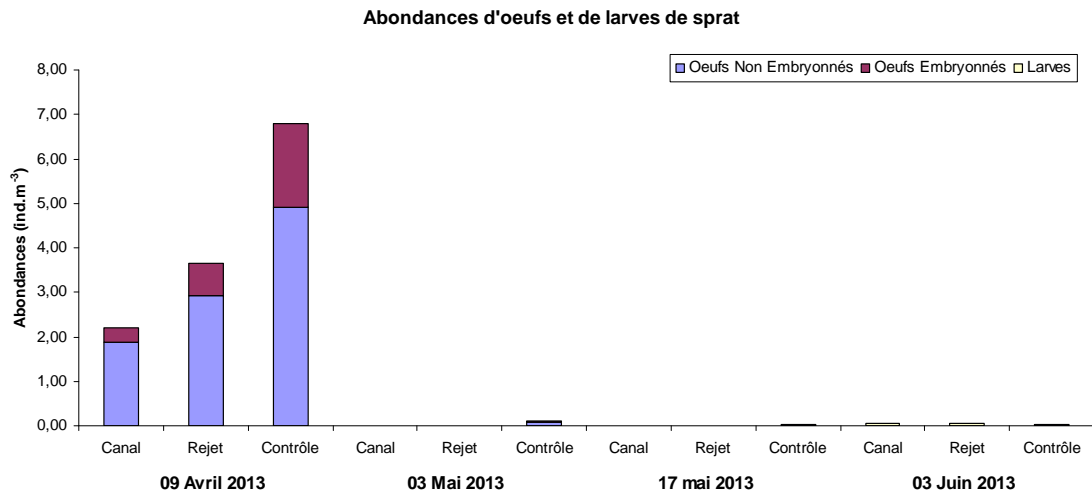
#### 3.1.2.4.a Les œufs et larves en 2013

Les abondances des œufs et de larves de sprat pour 2013 sont présentées dans le tableau 3.4.

Date	Point	Replicats	Total œufs	Œufs NE	Œufs E	Larves
09-avr	Canal	1	2,45	2,08	0,37	0,00
		2	1,93	1,66	0,27	0,00
		<b>Moyenne</b>	<b>2,19</b>	<b>1,87</b>	<b>0,32</b>	<b>0,00</b>
	Rejet	1	3,86	3,10	0,76	0,00
		2	3,42	2,73	0,69	0,00
		<b>Moyenne</b>	<b>3,64</b>	<b>2,92</b>	<b>0,73</b>	<b>0,00</b>
	Contrôle	1	5,86	4,94	0,92	0,00
		2	7,72	4,90	2,82	0,00
		<b>Moyenne</b>	<b>6,79</b>	<b>4,92</b>	<b>1,87</b>	<b>0,00</b>
03-mai	Canal	1	0,01	0,01	0,00	0,00
		2	0,01	0,01	0,00	0,00
		<b>Moyenne</b>	<b>0,01</b>	<b>0,01</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>
	Rejet	1	0,01	0,01	0,00	0,00
		2	0,01	0,01	0,00	0,00
		<b>Moyenne</b>	<b>0,01</b>	<b>0,01</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>
	Contrôle	1	0,04	0,03	0,01	0,00
		2	0,16	0,14	0,02	0,00
		<b>Moyenne</b>	<b>0,10</b>	<b>0,09</b>	<b>0,02</b>	<b>0,00</b>
17-mai	Canal	1	0,00	0,00	0,00	0,00
		2	0,00	0,00	0,00	0,00
		<b>Moyenne</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>
	Rejet	1	0,00	0,00	0,00	0,00
		2	0,00	0,00	0,00	0,00
		<b>Moyenne</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>
	Contrôle	1	0,01	0,01	0,00	0,00
		2	0,03	0,03	0,00	0,00
		<b>Moyenne</b>	<b>0,02</b>	<b>0,02</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>
03-juin	Canal	1	0,00	0,00	0,00	0,04
		2	0,00	0,00	0,00	0,05
		<b>Moyenne</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,05</b>
	Rejet	1	0,00	0,00	0,00	0,08
		2	0,02	0,02	0,00	0,00
		<b>Moyenne</b>	<b>0,01</b>	<b>0,01</b>	<b>0,00</b>	<b>0,04</b>
	Contrôle	1	0,03	0,03	0,00	0,00
		2	0,04	0,04	0,00	0,00
		<b>Moyenne</b>	<b>0,04</b>	<b>0,04</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>

Tableau 3.4 : Abondances (ind.m<sup>-3</sup>) des œufs (NE, Non Embryonnés ; E, Embryonnés) et des larves de sprat sur le site du CNPE de Penly au printemps 2013

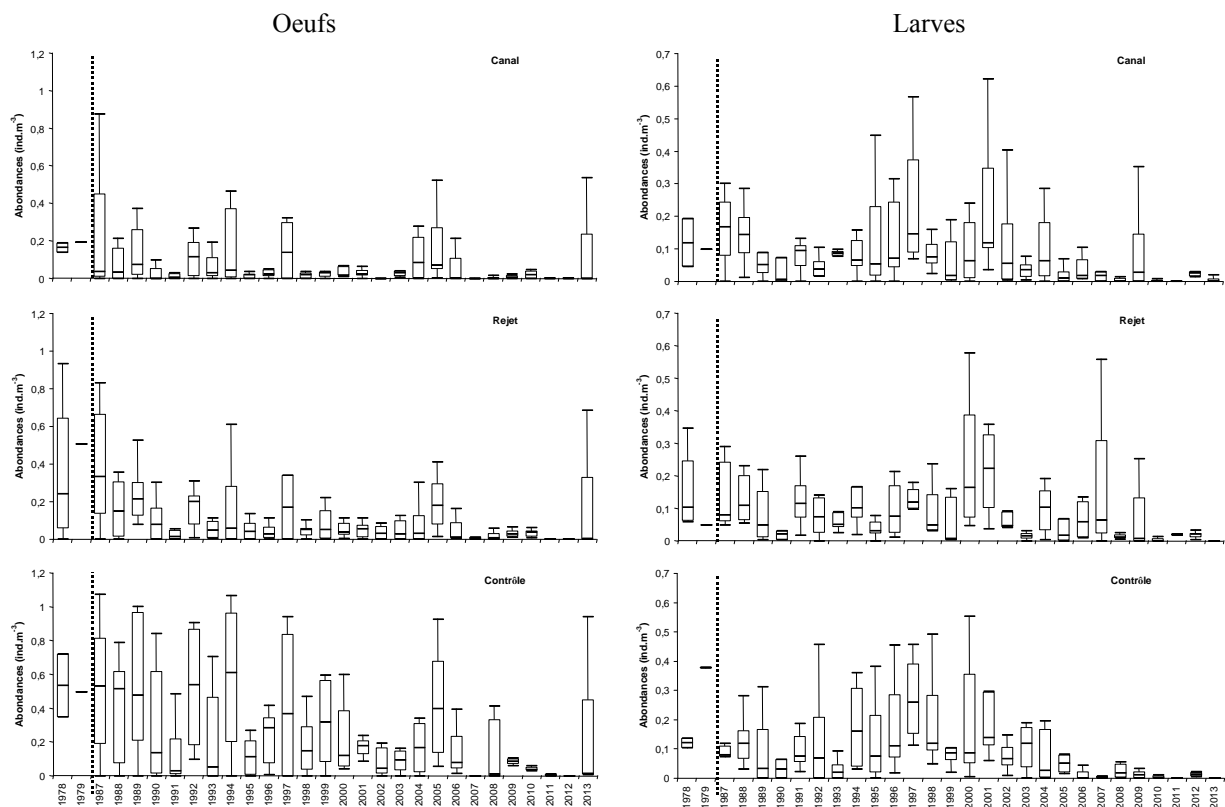
En 2013, de fortes abondances d'œufs de sprat, majoritairement embryonnés, ont été observées lors de la campagne du 09 Avril, notamment au point contrôle. Lors des campagnes suivantes, des abondances beaucoup plus faibles ont été observées. De faibles abondances de larves ont été observées uniquement lors de la campagne du 03 Juin.



**Figure 3.6 : Abondances (moyennes sur les deux répliquats) d'œufs et de larves de sprat sur le site du CNPE de Penly au printemps 2013 en fonction de la date et du point de prélèvement**

#### 3.1.2.4.b Les œufs et larves depuis 1978

Les abondances des œufs et larves de sprat sur le site de la centrale de Penly depuis 1978 ont été calculées pour chacun des trois points et sont présentées au niveau de la figure 3.7.



**Figure 3.7 : Abondances (log-transformées) observées entre avril et juin des œufs (gauche) et larves (droite) de sprat sur le site de la centrale de Penly depuis 1978 aux points canal (haut), rejet (milieu) et contrôle (bas)**

Pour les œufs, l'année 2013 montre des abondances plus fortes que pour les années précédentes. Pour les larves, les abondances très faibles de 2013 sont dans la tendance des années précédentes.

### 3.1.2.5. La sardine (*S. pilchardus*)

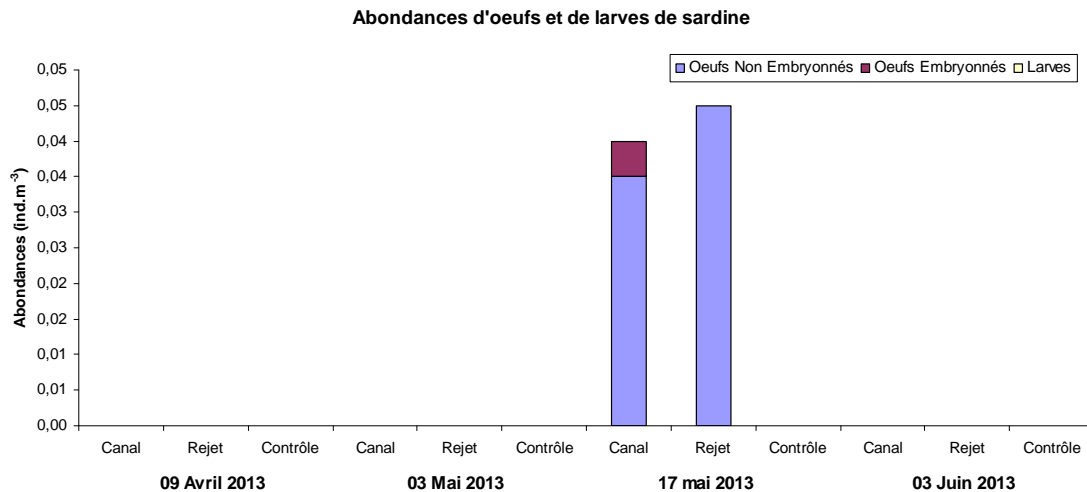
#### 3.1.2.5.a Les œufs et larves en 2013

Les abondances des œufs et de larves de sardine pour 2013 sont présentées dans le tableau 3.5.

Date	Point	Replicats	Total œufs	œufs NE	œufs E	Larves
09-avr	Canal	1	0,00	0,00	0,00	0,00
		2	0,00	0,00	0,00	0,00
		Moyenne	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>
	Rejet	1	0,00	0,00	0,00	0,00
		2	0,00	0,00	0,00	0,00
		Moyenne	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>
	Contrôle	1	0,00	0,00	0,00	0,00
		2	0,00	0,00	0,00	0,00
		Moyenne	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>
03-mai	Canal	1	0,00	0,00	0,00	0,00
		2	0,00	0,00	0,00	0,00
		Moyenne	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>
	Rejet	1	0,00	0,00	0,00	0,00
		2	0,00	0,00	0,00	0,00
		Moyenne	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>
	Contrôle	1	0,00	0,00	0,00	0,00
		2	0,00	0,00	0,00	0,00
		Moyenne	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>
17-mai	Canal	1	0,01	0,01	0,00	0,00
		2	0,07	0,06	0,01	0,00
		Moyenne	<b>0,04</b>	<b>0,04</b>	<b>0,01</b>	<b>0,00</b>
	Rejet	1	0,06	0,06	0,00	0,00
		2	0,03	0,03	0,00	0,00
		Moyenne	<b>0,05</b>	<b>0,05</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>
	Contrôle	1	0,00	0,00	0,00	0,00
		2	0,00	0,00	0,00	0,00
		Moyenne	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>
03-juin	Canal	1	0,00	0,00	0,00	0,00
		2	0,00	0,00	0,00	0,00
		Moyenne	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>
	Rejet	1	0,00	0,00	0,00	0,00
		2	0,00	0,00	0,00	0,00
		Moyenne	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>
	Contrôle	1	0,00	0,00	0,00	0,00
		2	0,00	0,00	0,00	0,00
		Moyenne	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>

Tableau 3.5 : Abondances (ind.m<sup>-3</sup>) des œufs (NE, Non Embryonnés ; E, Embryonnés) et des larves de sardine sur le site du CNPE de Penly au printemps 2013

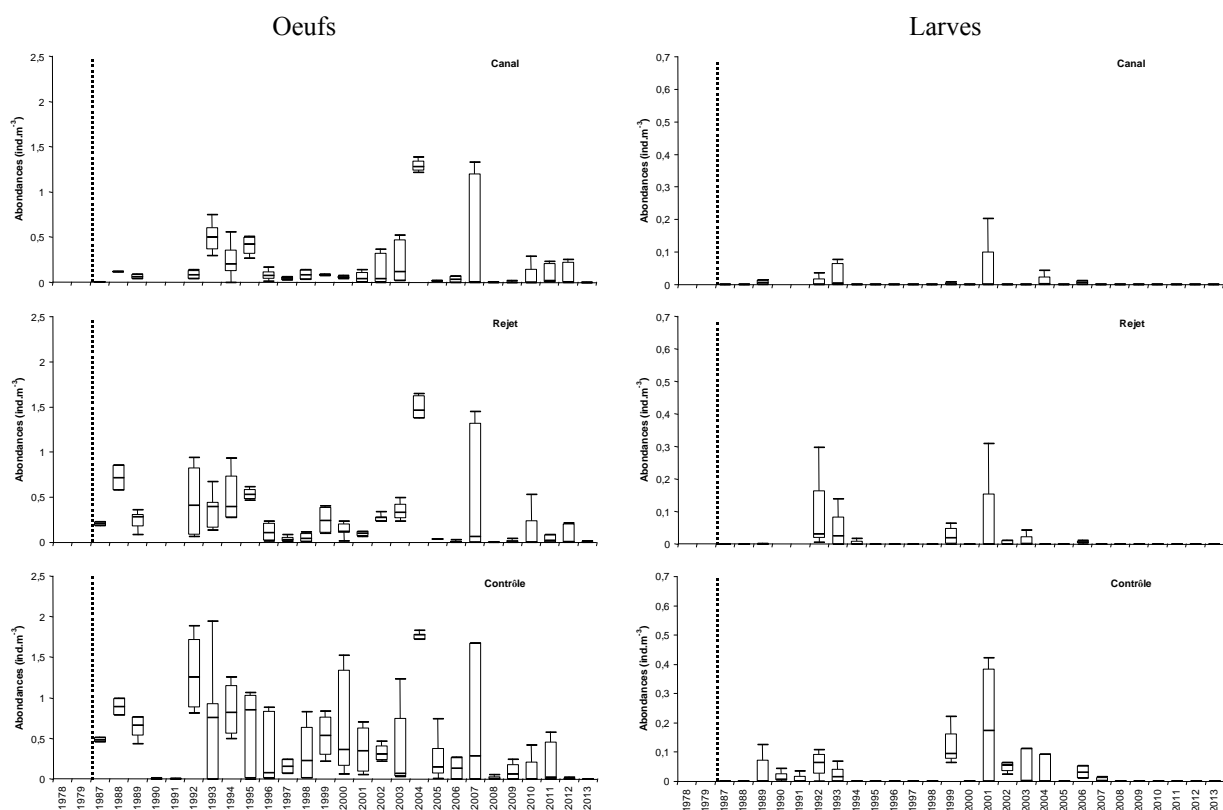
En 2013, de très faibles abondances d'œufs ont été observées et uniquement aux points rejet et contrôle lors de la campagne du 17 Mai. Aucune larve n'a été observée en 2013.



**Figure 3.8 : Abondances (moyennes sur les deux répliquats) d'œufs et de larves de sardine sur le site du CNPE de Penly au printemps 2013 en fonction de la date et du point de prélèvement**

### 3.1.2.5.b Les œufs et larves depuis 1978

Les abondances des œufs et larves de sardine sur le site de la centrale de Penly depuis 1978 ont été calculées pour chacun des trois points et sont présentées au niveau de la figure 3.9.



**Figure 3.9 : Abondances (log-transformées) observées entre avril et juin des œufs (gauche) et larves (droite) de sardine sur le site de la centrale de Penly depuis 1978 aux points canal (haut), rejet (milieu) et contrôle (bas)**

Pour les œufs comme pour les larves, les abondances observées en 2013 sont très faibles, notamment pour les larves depuis le milieu des années 2000. Comme pour la limande, la sardine n'est pas une espèce dominante en termes d'œufs et de larves sur le site du CNPE de Penly.

## 3.2. Macrofaune halieutique

Les études précédentes ont montré qu'il existait une influence halieutique de la baie de Somme sur le secteur proche de Penly.

Cette relation se manifeste par le fait que le secteur côtier compris entre Dieppe et le Tréport fait partie d'une nourricerie pour certaines espèces de poissons, notamment pour les poissons plats comme la sole, la plie et la limande. Cette nourricerie est centrée sur la baie de Somme.

C'est cet aspect particulièrement sensible que nous avons décidé d'étudier depuis la phase de projet. Cela explique qu'en 2013 l'étude de la macrofaune halieutique se soit déroulée suivant la méthodologie mise en œuvre au cours de l'étude de projet (1979) et de son étude complémentaire (période 1980 à 1983).

Une seule des deux campagnes annuelles de chalutages initialement réalisées a été conservée, celle de l'automne.

L'abandon de la campagne de printemps se justifie par le fait qu'à cette période de l'année, les juvéniles de poissons plats nés dans l'année (groupe 0), qui nous intéressent tout particulièrement dans cette étude, n'apparaissent encore que très peu dans les captures expérimentales.

### 3.2.1. Chronologie des prélèvements

Les prélèvements ont pu être effectués dans la semaine du 26 août 2013, sur quatre jours de mer.

Cinquante traits de chalut ont été réalisés dans la zone d'étude (figure 3.10) dont :

- 34 à bord du chalutier *TIOT-HALLE*, avec un chalut à perche de 3 mètres.
- 16 à bord du chalutier *ORCA* avec un chalut à perche de 2 mètres.

La stratégie d'échantillonnage stratifié, modifiée en 1999, a été maintenue. Ainsi, une certaine réallocation des points de prélèvements a été effectuée de manière à optimiser l'échantillonnage et le travail de terrain.

Si les strates du large (D et 8) ne sont plus échantillonnées, on continue par contre à les prendre en compte dans le calcul de la densité totale en considérant qu'une densité zéro s'applique à leur surface. Ce mode de calcul permet de maintenir des indices comparables entre les différentes années.

### 3.2.2. Expression des résultats

Pour chaque trait de chalut, toutes les espèces de poissons, céphalopodes et crustacés, ont été identifiées et ont donné lieu aux opérations suivantes :

- dénombrement des individus, soit sur l'ensemble des captures, soit à partir d'un seul échantillon ;
- mensurations pour les espèces principales, soit sur l'ensemble des captures, soit sur un seul échantillon.



Figure 3.10: Zones définies pour le calcul des densités moyennes et positions des chalutages en 2013

Depuis 1987, seuls les poissons d'intérêt commercial sont mesurés. On utilise la longueur totale au centimètre inférieur sauf pour les clupéidés (hareng, sprat, sardine) qui sont mesurés au demi-centimètre inférieur, en raison de leur petite taille. Pour les crevettes grises on utilise la longueur mesurée de l'échancrure de l'œil à l'extrémité du telson (L-OC-TEL) et un calibrage en quatre groupes de taille 0-24, 25-44, 45-56 et >56 mm. Pour pouvoir comparer nos résultats avec ceux d'autres auteurs qui utilisent fréquemment la longueur totale (Lt), une correspondance entre ces deux types de mensuration a été réalisée (Cf. ISTPM, 1981. -Etude halieutique de Projet de Site Penly. Rapport sur deux cycles annuels, Pêche et biologie des espèces).

- pesées globales pour chaque espèce. Dans le cas des poissons plats, les poids sont déduits des relations taille-poids établies à partir des résultats des années précédentes ;
- des lectures d'otolithes ont été effectuées pour l'évaluation de l'âge des poissons plats (plie, sole, limande).

Un bref rappel de la structure des otolithes et de la terminologie que nous utiliserons dans les résultats pour la notion d'âge paraît souhaitable.

Les otolithes sont des pièces calcaires situées dans l'oreille interne des téléostéens. Elles participent au maintien du tonus postural et à la réception des stimuli externes.

Le centre de l'otolithe est opaque, des dépôts se forment autour de ce noyau (nucleus) dès les premiers mois de la vie de l'individu et jusqu'à la fin de l'automne ou au début de l'hiver. Des matériaux hyalins se déposent alors pendant toute la période hivernale.

Les dépôts alternent ensuite suivant le rythme des saisons et la croissance du poisson. Les zones opaques correspondent aux périodes estivales à croissance rapide et les zones hyalines aux ralentissements hivernaux.

Entre la naissance et le premier ralentissement de croissance (que l'on situe par hypothèse au 1<sup>er</sup> janvier), le poisson appartient au groupe 0. A partir de la reprise de croissance, le poisson entre dans le groupe 1. A chaque nouvelle saison hivernale, il intègre le groupe supérieur.

Pour l'exploitation des données, deux types d'analyses ont été retenus :

- Calcul des densités par trait :

Ce type de traitement des données permet une visualisation de la répartition et de l'abondance des différentes espèces sur le secteur d'étude.

Pour chaque espèce rencontrée dans un chalutage et pour chacun des groupes d'âge, lorsque ceux-ci ont pu être identifiés, une densité en nombre d'individus pour 1000 m<sup>2</sup> est calculée.

- Calcul des densités moyennes par zone :

Les densités par trait, en raison de la variabilité des valeurs, ne fournissent pas des indices d'abondance permettant de comparer sur le plan quantitatif, les différentes campagnes ou les différentes années entre elles.

Pour résoudre ce problème de comparaison, mais également pour différencier les secteurs soumis à l'influence de la tache thermique due au rejet de la centrale, nous avons eu recours au découpage de l'aire de prospection en plusieurs zones.

Ces zones ont été retenues en tenant compte à la fois de la répartition de la tache thermique et de l'écologie des juvéniles de poissons plats et de la crevette grise dont les répartitions spatiales sont en relation avec la bathymétrie. Cinq zones (ou strates), nommées de A à E ont été définies pour les poissons et dix (numérotées de 0 à 9) pour la crevette grise (figure 3.10,A,B).

La méthode de calcul à laquelle nous avons recours est employée en échantillonnage stratifié et consiste en particulier à estimer les paramètres suivants pour chaque zone :

densité moyenne par 1 000 m<sup>2</sup>

avec :

$$d_j = \frac{\sum P_i \times 1000}{\sum S_i}$$

$P_i$  = nombre d'individus observés dans chaque trait  $i$  de la zone  $j$

$S_i$  = surface balayée par chaque trait  $i$  (en m<sup>2</sup>) de la zone  $j$

$d_j$  = densité des individus (par 1000 m<sup>2</sup>) dans la zone  $j$

nombre d'individus présents sur la zone

$$n_j = S_j \times \frac{\sum P_i}{\sum S_i}$$

avec :

$S_j$  = surface de la zone  $j$  (m<sup>2</sup>) (estimation par planimétrie)

- Calcul des densités moyennes et production sur l'ensemble du secteur d'étude :  
Comme indice de la production d'ensemble des différentes zones nous avons utilisé la formule suivante :

densité moyenne par 1 000 m<sup>2</sup>

avec :

$n_j$  = nombre d'individus estimés pour la zone j

$S_j$  = surface de la zone j (en m<sup>2</sup>)

nombre d'individus présents sur l'ensemble du secteur

$$N = \sum n_j$$

Les densités obtenues par ces méthodes de calcul ne doivent pas être considérées comme des valeurs absolues mais plutôt comme des indices d'abondance (Annexe 2).

### 3.2.3. Résultats

En ce qui concerne la macrofaune halieutique, l'étude est principalement orientée vers le suivi des poissons plats les mieux représentés sur le site, en particulier sous leurs formes juvéniles.

Pour chaque trait de chalut, cependant, toutes les autres espèces de poissons, céphalopodes et crustacés ont été identifiées, dénombrées et pesées (Annexe 1).

#### 3.2.3.1. Poissons plats

Hormis la sole, la plie et la limande, trois autres espèces de poissons plats sont présentes, mais leurs effectifs demeurent très faibles. Il s'agit de la barbue (*Scophthalmus rhombus*, L.), du turbot (*Scophthalmus maximus*, L.) et du flet (*Platichthys flesus*, L.).

##### 3.2.3.1.a La sole (*Solea solea*, L.)

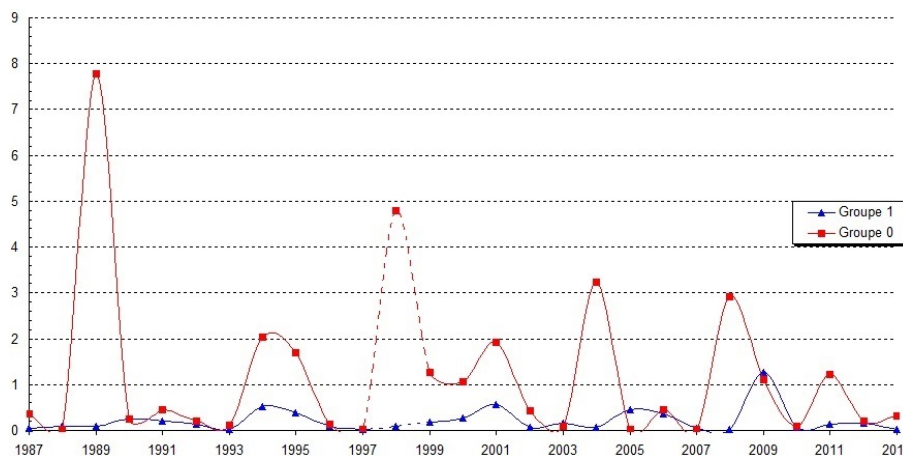
La sole est largement répandue dans l'Atlantique et les mers adjacentes, des côtes de Scandinavie au Sénégal. Espèce benthique, la sole vit de préférence sur des fonds meubles compris entre 10 et 70 m, à faciès sableux ou sablo-vaseux. De grande valeur commerciale, à chair très estimée, c'est le soléidé le plus abondant sur le site de Penly.

En 2013, l'indice d'abondance global du groupe 0 est de 0,32 ind./1000 m<sup>2</sup> (figure 3.11). Cet indice correspond au double de celui observé en 2012 (0,19 ind./1000 m<sup>2</sup>). La figure 3.12 montre la répartition des soles du groupe 0 selon quelles se situent à l'intérieur (strate E), au proche extérieur (strate B) ou à l'extérieur (strate A, C) de la baie de Somme. Elle met en évidence que les individus sont classiquement cantonnés dans ou en limite de la baie de Somme. Avec une densité de 6,04 ind./1000 m<sup>2</sup> (figure 3.12a) soit 99,3% de l'ensemble des captures (Annexe 1, figure 3.12b) l'intérieur de la baie concentre la majorité des individus capturés à cette saison. Cela est une constante depuis 2006.

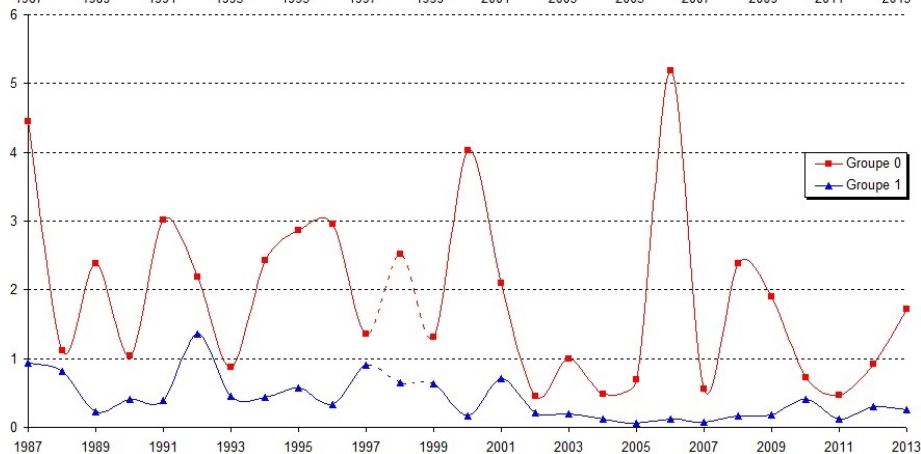
Les individus de groupe 1, comparés à 2012 où ils étaient présents sur l'ensemble de la zone prospectée, sont limités principalement à la strate E (79.6% de la biomasse pêchée), avec un indice d'abondance 0,35 ind./1000 m<sup>2</sup>. L'indice global est cette année, l'un des plus faibles enregistrés depuis le début de la série historique (figure 3.11).



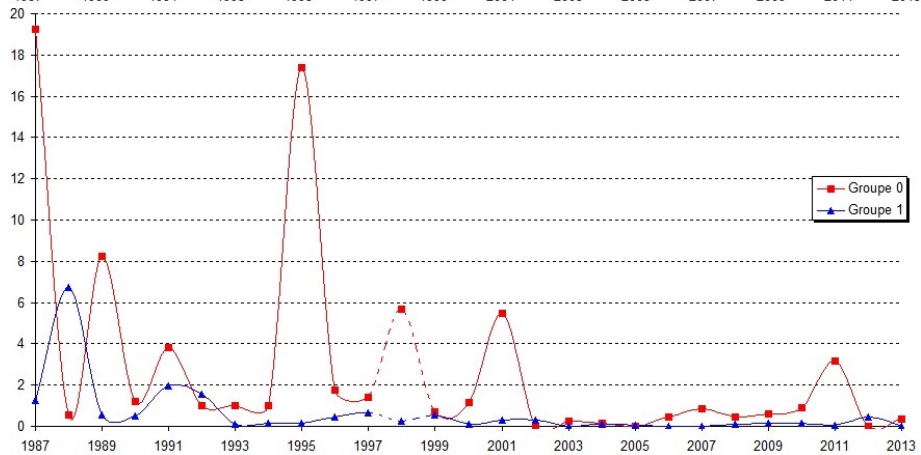
**SOLE**



**PLIE**



**LIMANDE**



**CREVETTE**

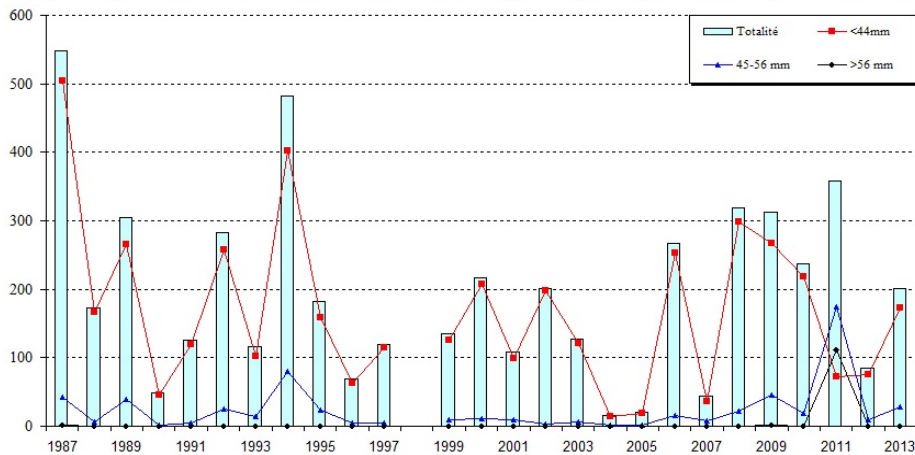


Figure 3.11 : Densité moyenne à l'automne (nombre d'individus pour 1 000 m2). (Les valeurs de 1998 sont estimées, sauf pour la crevette où elles sont manquantes)

Quelques individus plus âgés (groupe 2 et 3+) ont été principalement observés en très faible quantité dans ou devant la baie de Somme.

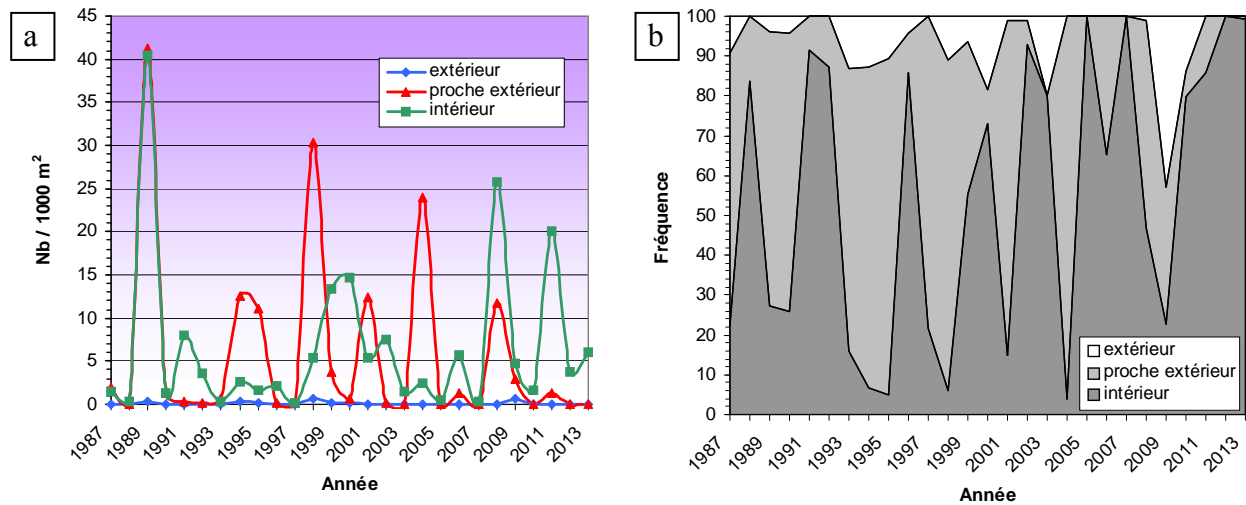


Figure 3.12 : répartition par strates des soles du groupe 0 (Strate E non représentative en 1998)

#### 3.2.3.1.b La plie (*Pleuronectes platessa*, L.)

Largement distribuée dans les eaux continentales de l'Atlantique nord, du Groenland jusqu'aux côtes de l'Afrique du nord, la plie se reproduit en période hivernale, de décembre à mars (avec un maximum en janvier - février) sur des frayères situées au milieu de la Manche orientale et de la mer du Nord. Ce comportement explique l'absence d'œufs et de larves dans les pêches planctoniques côtières. Après une migration vers la côte, les juvéniles se concentrent dans des eaux peu profondes et turbides correspondant à des nurseries.

L'indice d'abondance du groupe 0 est globalement de 1,71 ind./1000 m<sup>2</sup> (figure 3.11). Cette valeur apparaît en hausse comparée aux observations depuis 2010. C'est au niveau des eaux peu profondes que domine pratiquement toujours le groupe 0. Les abondances observées sont de 10,8 ind./1000 m<sup>2</sup> pour la strate E et de 5,9 ind./1000 m<sup>2</sup> pour la strate B (figure 3.13a).

Le groupe 1 présente un indice total de 0,26 ind./1000 m<sup>2</sup>, supérieur à celui constaté en 2011. La strate dominante est la strate C qui représente 69,3% des densités moyennes de cette classe d'âge (annexe 2). Aucun individu n'a été pêché à l'intérieur de la baie comme cela est en dehors de l'an dernier, observé depuis plus de 10 ans.

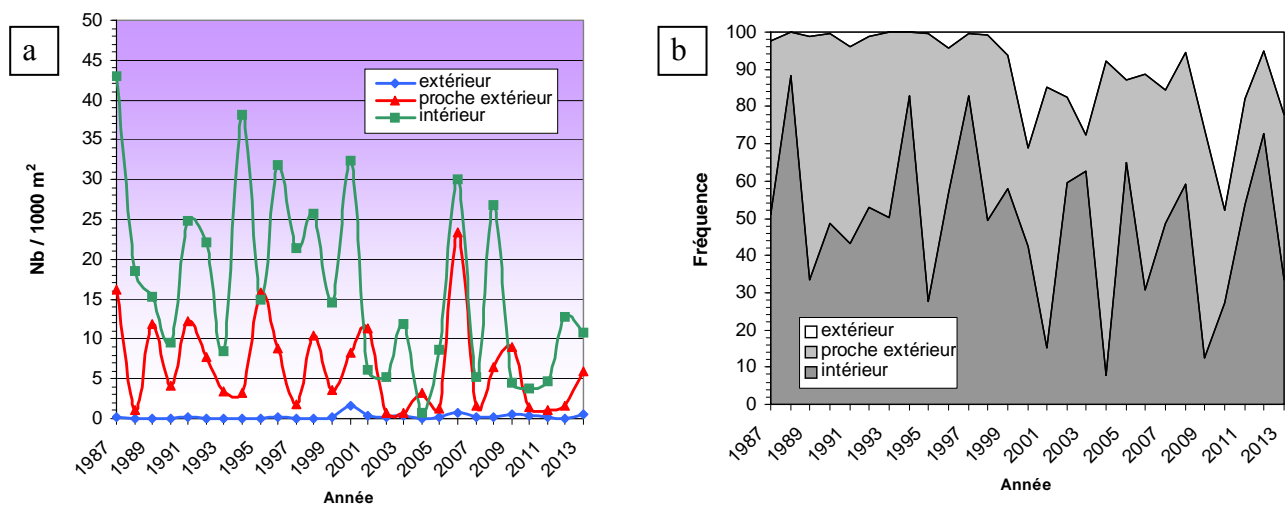


Figure 3.13 : répartition par strates des plies du groupe 0 (Strate E non représentative en 1998)

Les individus plus âgés (groupes 2 et 3+) ont été capturés dans toutes les strates situées en dehors de la baie. Ce qui correspond aux observations des années précédentes.

### 3.2.3.1.c La limande (*Limanda limanda*, L.)

Très commune en Manche et mer du Nord, elle fréquente les fonds sableux et coquilliers où elle côtoie la plie. Le frai a lieu dans l'ensemble de l'aire de répartition de l'espèce, un peu vers le large cependant. La limande se reproduit surtout de février à avril, sensiblement à la même époque que la sole.

Le groupe 0 domine dans la strate B (2 ind./1000 m<sup>2</sup>) qui contribue pour 74% à l'indice d'abondance de ce groupe d'âge (annexe 3, figure 3.14b). Il est de 0.36 ind./1000 m<sup>2</sup> sur l'ensemble de la zone (figure 3.11) ce qui situe l'abondance 2013 à un niveau moyen proche de ce qui est, en dehors de l'an dernier, observé ces dix dernières années (figures 3.14a).

Les individus du groupe 1 se situent essentiellement dans la strate C (0,05 ind./1000 m<sup>2</sup>).

Quelques individus d'âge supérieur (groupe 2) ont été essentiellement observés cette année dans les strates C (annexe 3).

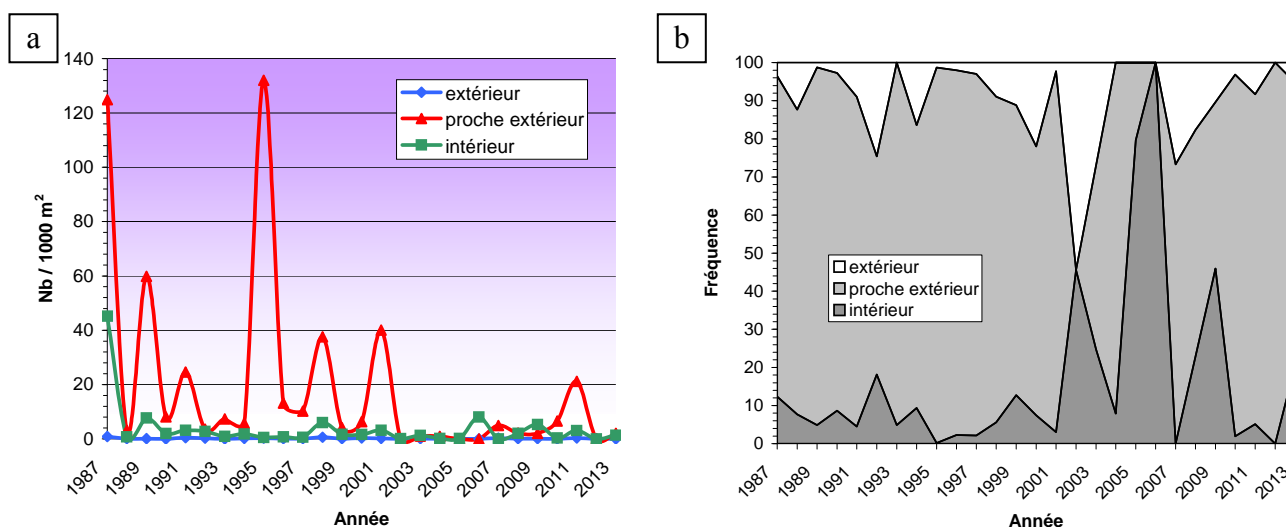


Figure 3.14 : répartition par strates des limandes du groupe 0 (Strate E non représentative en 1998)

### 3.2.3.1.d Barbue (*Scophthalmus rhombus*, L.)

Les barbues du groupe 0 ont été capturées dans la strate E. Les densités y sont de 1,1 ind./1000 m<sup>2</sup> (annexe 8). Quelques individus du groupe 1 ont été pêchés dans la strate C et E. La densité moyenne totale sur l'ensemble de la zone est identique à 2012 soit inférieure à 0,01 ind./1000 m<sup>2</sup>.

### 3.2.3.1.e Turbot (*Psetta maxima*, L.)

Les turbots du groupe 0 ont été capturés uniquement dans la strate E avec 0,8 ind./1000 m<sup>2</sup>. Quelques individus plus âgés (groupe 1) ont été capturés dans les strates plus profondes. La densité moyenne totale sur l'ensemble de la zone est de 0,06 ind./1 000 m<sup>2</sup> (annexe 6). La strate E contribue pour 64% à cet indice global (annexe 7).

### 3.2.3.1.f Flet (*Platichthys flesus*, L.)

Les flets du groupe 0 ont été observés cette année, essentiellement dans la strate E (0,1 ind./1 000 m<sup>2</sup>). Il en est de même pour les individus du groupe 1 dont les densités sont de 0,3 ind./1 000 m<sup>2</sup> (annexe 8). La densité moyenne totale sur l'ensemble de la zone est de 0,03 ind./1000 m<sup>2</sup> (annexe 6).

### 3.2.3.2. Autres espèces de poissons

#### 3.2.3.2.a Le sprat (*Sprattus sprattus*, L.)

On trouve le sprat sur le plateau continental du nord-est de l'Atlantique, depuis le nord de la Norvège jusqu'en Méditerranée et mer Noire où il rencontre les températures et les salinités les plus favorables à sa ponte et son développement. Le sprat ne fait pas l'objet d'une exploitation commerciale dans le secteur de Penly, bien que l'abondance de cette espèce, au voisinage du site, au moment de la reproduction soit loin d'être négligeable, compte tenu de l'importance du frai.

Les individus ont été capturés essentiellement dans la strate E. L'indice du groupe 0 sont de 0,06 ind./1000 m<sup>2</sup> alors que le groupe 1+ représente le double de densité (annexe 8). La densité moyenne totale sur l'ensemble de la zone est de 0,01 ind./1000 m<sup>2</sup> (annexe 6).

#### 3.2.3.2.b Le hareng (*Clupea harengus*, L.)

Cette espèce pélagique, est principalement représentée par des juvéniles du groupe 1+. Ils ont pu être observés, essentiellement dans la baie de Somme (65%) ou ses abords immédiats, avec une densité moyenne globale de 0,53 ind./1000 m<sup>2</sup>.

#### 3.2.3.2.c La sardine (*Sardina pilchardus*, Walbaum)

Dans l'Atlantique nord-est, la sardine est largement répandue des Açores à la mer du Nord méridionale. D'après les caractères méristiques et morphologiques on peut distinguer deux races :

- la sardine ibérique ou atlantique s'étendant de Gibraltar au nord de l'Espagne,
- la sardine atlantique septentrionale se trouvant du nord de l'Espagne à la Mer du Nord.

Aucun juvénile n'a été capturé.

#### 3.2.3.2.d Le merlan (*Merlangius merlangus*, L.)

Cette espèce démersale côtière marquant une préférence pour les fonds meubles à faible profondeur (25 à 100 m) est très commune en Manche et elle fait l'objet d'une exploitation commerciale importante.

Les individus du groupe 0 ont été prélevés majoritairement dans la strate B, avec un indice d'abondance de 2,26 ind./1000 m<sup>2</sup>. Sur l'ensemble de la zone l'indice global est de 0,4 ind./1000 m<sup>2</sup>.

#### 3.2.3.2.e Le tacaud (*Trisopterus luscus*, L.)

Les individus pêchés appartiennent tous au groupe 0 et ont été capturés principalement dans la strate B qui représente 83% de l'indice global (annexe 7). La densité moyenne totale sur l'ensemble de la zone est de 0,03 ind./1000 m<sup>2</sup> (annexe 6).

#### 3.2.3.2.f Divers poissons

Au cours des chalutages, plus d'une trentaine d'autres espèces de poissons ont été capturées. Ces espèces, hors protocole de suivi, ne feront l'objet d'aucun commentaire, seuls leurs noms et leurs indices d'abondance sont présentés en annexe 6.

L'ensemble des espèces observées lors de ces campagnes ont fait l'objet de plusieurs études concernant la mise en place d'indicateurs permettant d'évaluer les fluctuations temporelles d'ordre naturelle des peuplements et des communautés aux abords de la Baie de Somme.

### 3.2.3.3. Les crustacés

#### 3.2.3.3.a La crevette grise (*Crangon crangon*, L.)

Cette espèce qui est commune en Manche sur les fonds sablo-vaseux côtiers présente une croissance rapide et un taux de renouvellement important. Les auteurs, en règle générale, s'accordent pour estimer que la crevette grise peut avoir plusieurs périodes de ponte dans l'année, de une à trois (Tiews, 1967, Meixner, 1968).

En 2013, la densité moyenne globale sur l'ensemble du secteur est de 200 ind./1000 m<sup>2</sup> (figure 3.11). Elle est en nette augmentation comparée aux observations de 2012 (84 ind./1000 m<sup>2</sup>).

Comme les années précédentes, l'essentiel des captures a été réalisé à l'intérieur de la Baie de Somme (strates 0,1) ou dans ses abords immédiats (strates 2). L'ensemble de ces trois strates représente 94% de l'indice global dont la population est composée principalement d'individus de petite taille soit environ 86% (annexe 11). En effet la fraction de la population dont la longueur totale est inférieure à 55 mm représente 86% des captures (annexe 10).

#### 3.2.3.3.b L'étrille (*Necora puber*, L.)

L'étrille est un crabe très commun en Manche et en Atlantique, qui donne lieu par endroits à une pêche artisanale. Les zoés de *Necora puber* sont abondantes dans le plancton de printemps et d'été, les mégalopes étant plus fréquentes en été (Lebour, 1928). À l'âge d'un an, leur longueur est de 30 mm (Wilhelm, 1995).

En 2013, les indices d'abondance les plus élevés sont observés dans la strate B avec 1 ind./1000 m<sup>2</sup> (annexe 6). La strate C représente quant à elle plus de 55% de l'indice global (annexe 7).

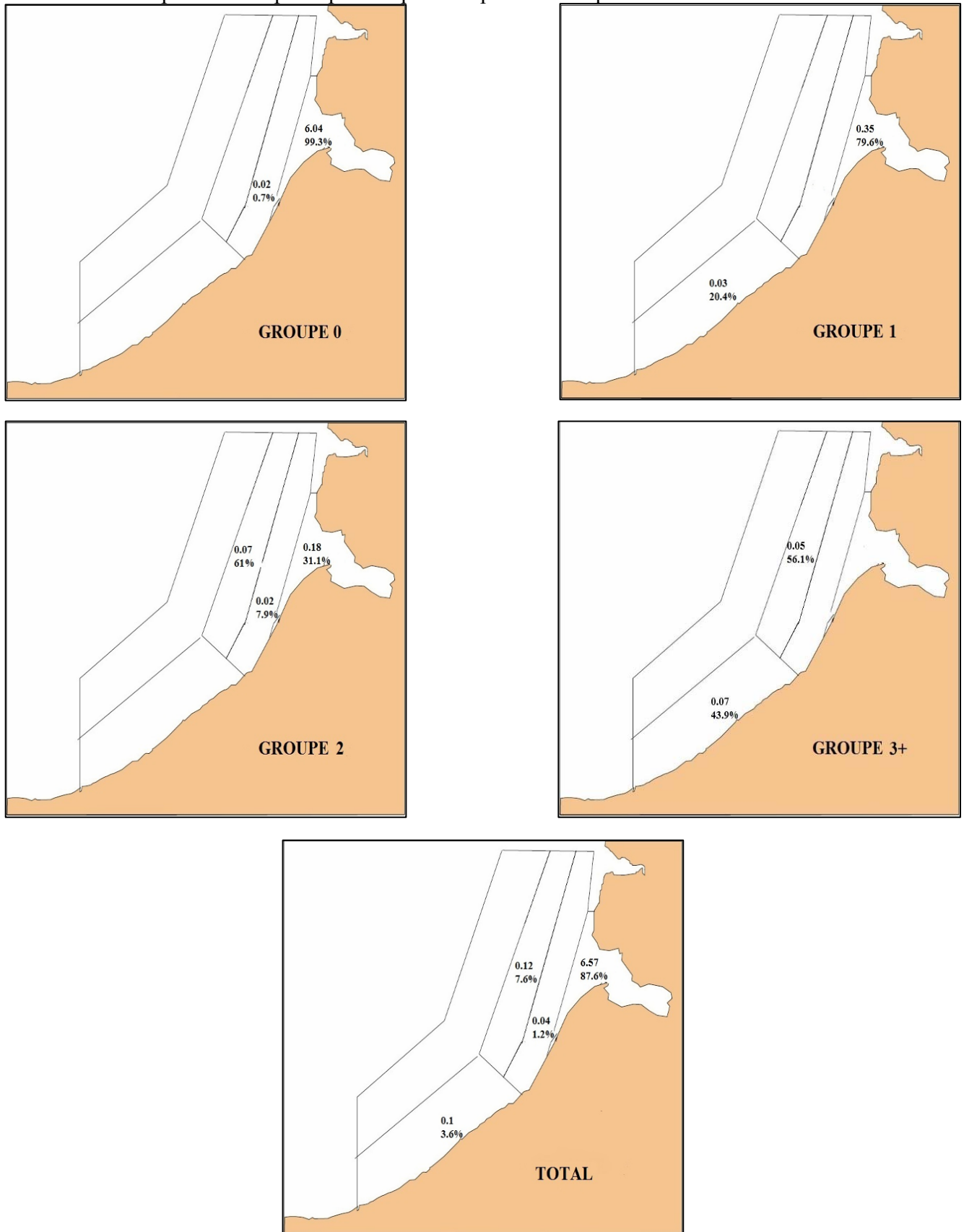
### 3.3. Conclusion

Comme pour les années précédentes, sur les quatre espèces ciblées de l'ichtyoplancton, la sole et le sprat étaient les plus abondants sur le site du CNPE de Penly. Néanmoins, des abondances relativement faibles sont observées. Pour la sole, les abondances sont comparables à celles observées en 2012 tandis que pour le sprat, 2013 semble être une année avec des abondances supérieures aux années précédentes. La limande et la sardine ne sont pas des espèces importantes en termes d'œufs et de larves de poissons sur le site du CNPE de Penly. Leur suivi individuel ne présente que peu d'intérêt d'un point de vue écologique. De plus, il faut rappeler que pour la limande, un doute important subsiste quant à l'identification visuelle des œufs. Ces œufs peuvent être confondus avec ceux de flet, particulièrement pour le stade 'Non Embryonné'. Seule l'analyse moléculaire permet de séparer clairement les deux espèces (Lelièvre *et al.*, 2012). Ceci rajoute encore d'avantage d'incertitude quant aux abondances observées pour la limande. Comme pour les années précédentes, il faut noter une quantité non négligeable d'œufs et de larves d'autres espèces présentes dans les échantillons collectés. Dans le cadre d'un suivi de la biodiversité, d'une orientation grandissante vers des études écosystémiques et de la mise en place de la Directive Cadre Stratégie pour le Milieu Marin, il serait plus intéressant d'étudier l'ichtyoplancton présent sur le site en terme d'assemblages plutôt que d'un point de vue monospécifique.

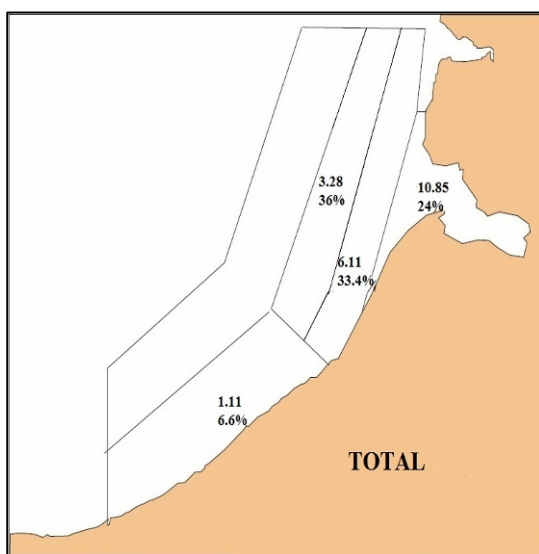
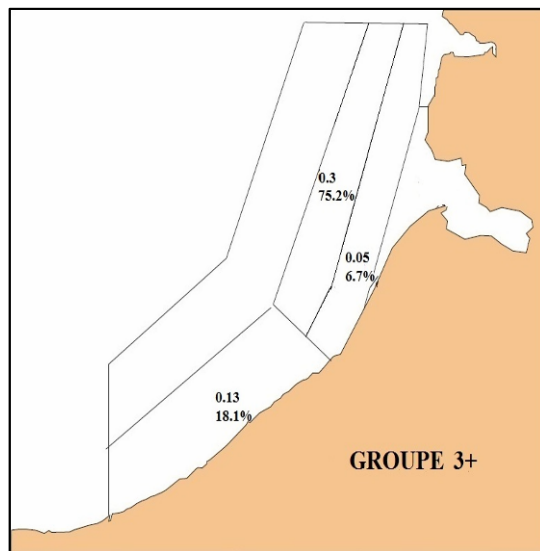
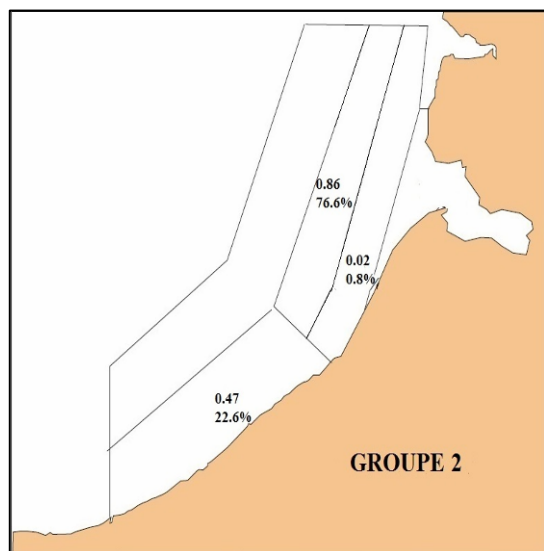
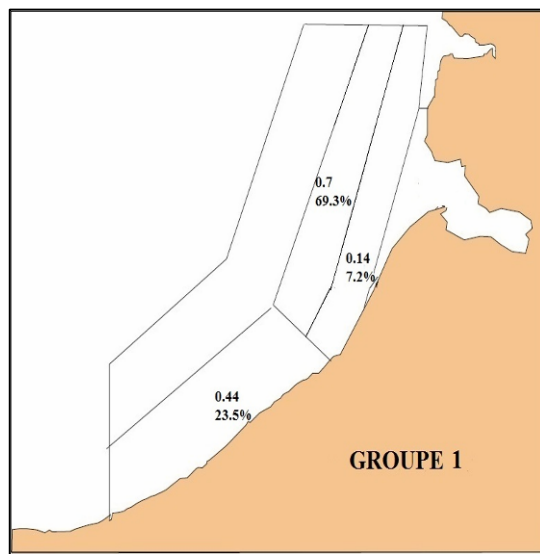
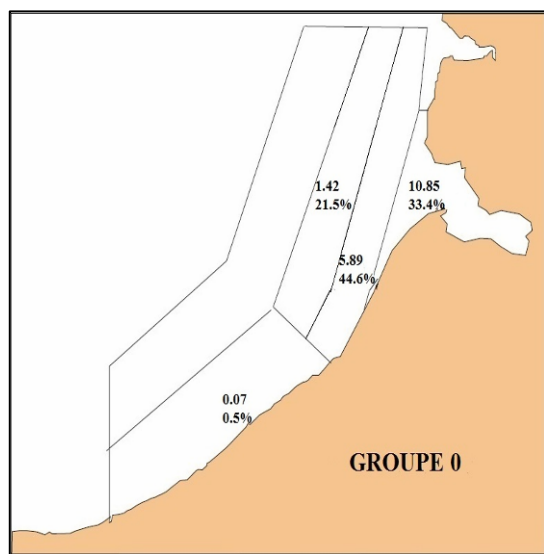
La stratégie d'échantillonnage stratifié de la macrofaune halieutique a été maintenue et le plan d'échantillonnage prévu a pu être réalisé en 2013, malgré les conditions météorologiques défavorables rencontrées lors des prospections réalisées au sud de la zone. Lors de cette campagne, il a été observé des indices de juvéniles de soles et de limandes identiques et un indice de juvéniles de plies supérieur par rapport à 2012. Toutefois ces indices de juvéniles restent dans l'intervalle des valeurs enregistrées depuis le début de cette étude du site. La répartition géographique des groupes d'âge reste similaire à celle des années antérieures. Elle se caractérise par la dominance des groupes 0 de sole, plie à l'intérieur de la baie de Somme (strate E) et poche extérieur de la baie (strate B) pour les jeunes limandes qui affectionnent des eaux plus profondes. La densité globale en crevettes grises observée en 2013 marque une nette augmentation comparée à celle de l'année précédente. Cependant, cet indice reste dans la moyenne de ceux observés depuis le début de l'étude. La répartition géographique de cette espèce reste comparable à celle des années antérieures, à savoir, à l'intérieur de la baie de Somme ou son abord immédiat : les strates 0 et 1 représentent 94% des crevettes grises capturées au cours de la prospection. L'étude du compartiment halieutique ne permet pas de conclure à l'existence d'un déséquilibre du milieu lié à l'activité du CNPE de Penly : les indices de juvéniles des poissons plats (soles, plies, limandes) et de crevettes grises constatés en 2013 sont dans l'intervalle des valeurs enregistrées précédemment. Leur répartition géographique reste similaire à celle observée depuis le début de l'étude.

### 3.4. Annexes

Distributions spatiales des principales espèces et productions par zones



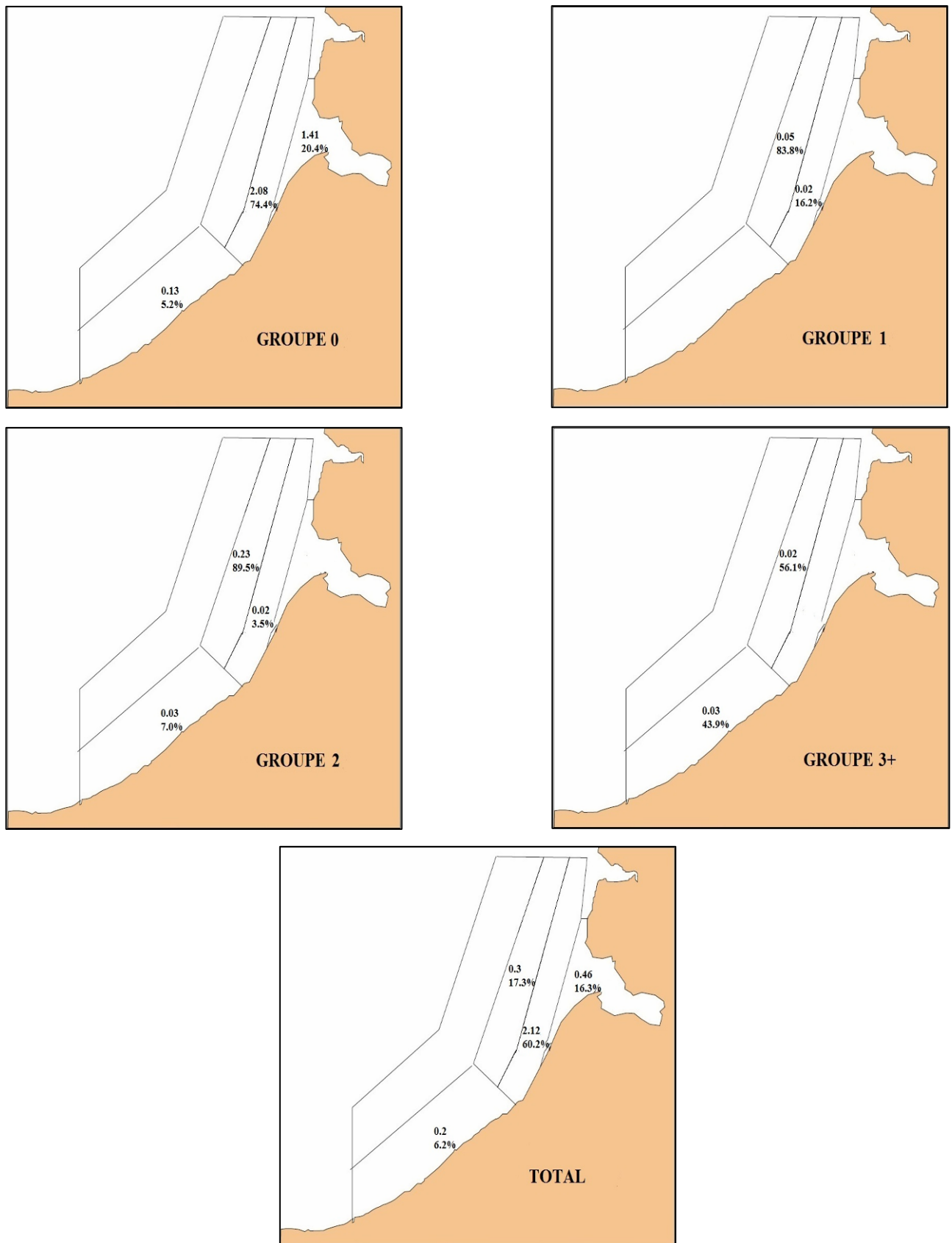
Annexe 1 : SOLE aout 2013. Densités moyennes par strates (Nb / 1000 m²) et pourcentages par rapport à l'abondance totale.



**Annexe 2 : PLIE – août 2013**

Densités moyennes par strates (Nb / 1000 m<sup>2</sup>) et pourcentages par rapport à l'abondance totale

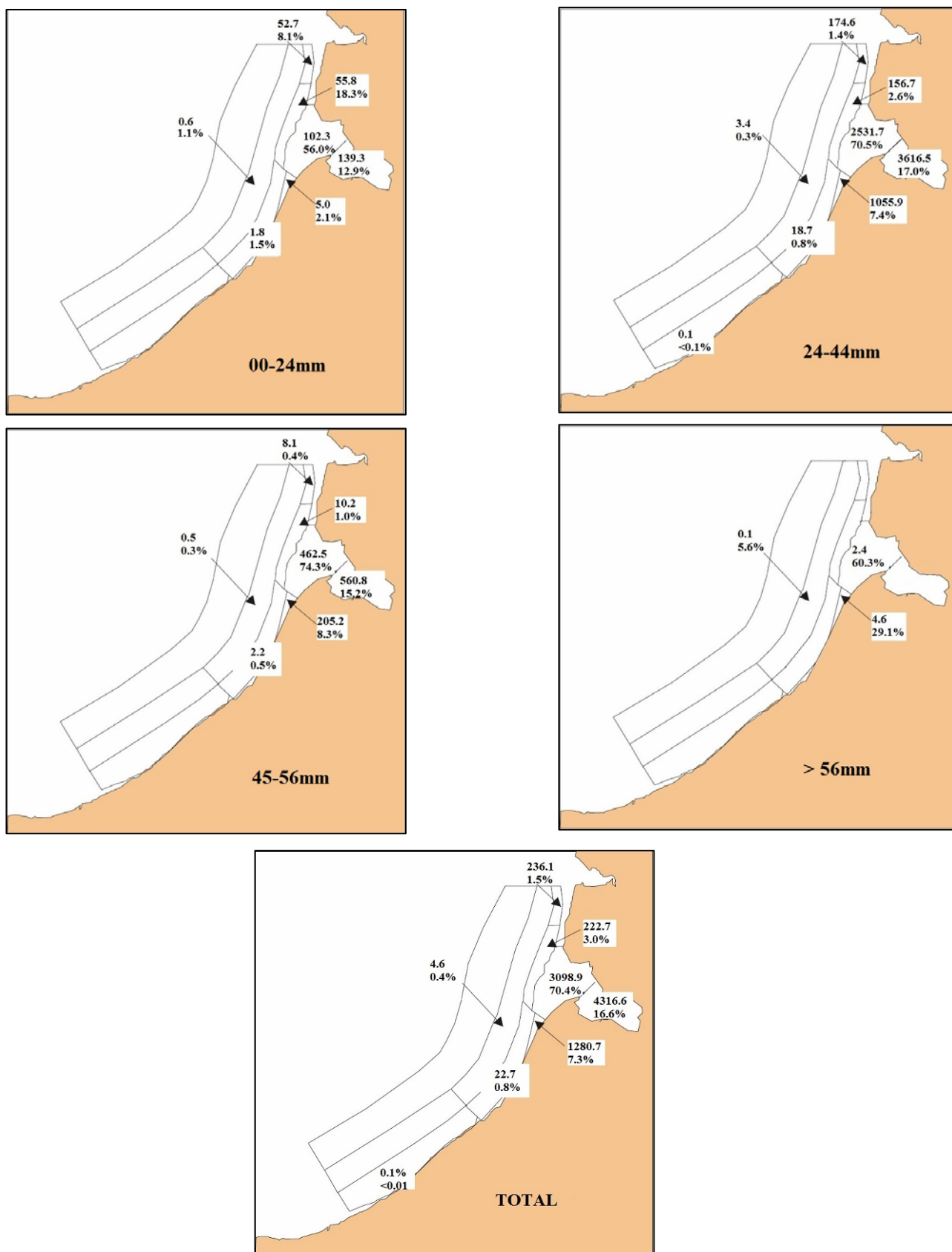




## Annexe 3 : LIMANDE- août 2013

Densités moyennes par strates (Nb / 1000 m<sup>2</sup>) et pourcentages par rapport à l'abondance totale





Annexe 4 : CREVETTE GRISE – août 2013

Densités moyennes par strates (Nb / 1000 m<sup>2</sup>) et pourcentages par rapport à l'abondance totale

Tableaux récapitulatifs des densités moyennes et de la production par zone pour les différentes espèces

Code espèces	Nom Scientifique	Nom Vernaculaire
ABRAALB	<i>Abra alba</i>	"Abra"
AGONCAT	<i>Agonus cataphractus</i>	souris de mer
ALCYGEL	<i>Alcyonidium gelatinosum</i>	
ALLOSPP	<i>Alloteuthis</i>	petit calmar
AMMOTOB	<i>Ammodytes tobianus</i>	équille
ARNOSPP	<i>Arnoglossus spp</i>	arnoglosse
ASCID	<i>Ascidacea spp</i>	Ascidie
ASTERUB	<i>Asterias rubens</i>	étoile de mer
BUCCUND	<i>Buccinum undatum</i>	buccin
BUGLLUT	<i>Buglossidium luteum</i>	petite sole jaune
CALLLYR	<i>Callionymus lyra</i>	dragonnet
CANCPAG	<i>Cancer pagurus</i>	tourteau
CARCMAB	<i>Carcinus maenas</i>	crabe vert
CILIMUS	<i>Ciliata mustela</i>	motelle
CLUPHAR	<i>Clupea harengus</i>	hareng
CORYCAS	<i>Corytes cassivelaunus</i>	crabe coryste
COTTIDAX	<i>Cottidae</i>	chabot de mer
CRANCRA	<i>Crangon crangon</i>	crevette grise
DICELAB	<i>Dicentrarchus labrax</i>	bar
DONAX	<i>Donax spp</i>	donace
ECHICOR	<i>Echinocardium cordatum</i>	oeuf de grisard
ECHIVIP	<i>Echiichthys vipera</i>	petite vive
ERIOSIN	<i>Eriocheir sinensis</i>	Crabe asiatique
EUPABER	<i>Paguridae spp</i>	bernard-l'ermite
GLYCGLY	<i>Glycimeris glycimeris</i>	amande
GOBIIDAX	<i>Gobiidae</i>	gobie
HIPPSP	<i>Hippocampus spp</i>	Hippocampe
HYPELAN	<i>Hyperoplus lanceolatus</i>	lançon, équille
INAC	<i>Inachus</i>	macropodia
LEPALEP	<i>Lepadogaster lepadogaster</i>	Lepadogaster
LIMALIM	<i>Limanda limanda</i>	limande
LIOCDEP	<i>Liocarcinus depurator</i>	crabe "nageur"
LIOCHOL	<i>Liocarcinus holsatus</i>	"crabe nageur"
LIOCMAR	<i>Liocarcinus marmoreus</i>	"crabe nageur"
LIOCVER	<i>Liocarcinus vernalis</i>	crabe "nageur"
LIPALIP	<i>Liparis liparis</i>	"Liparis"
LOLIGINX	<i>Loliginidae</i>	calmar

Code espèces	Nom Scientifique	Nom Vernaculaire
LUTRLUT	<i>Lutraria lutraria</i>	Lutraire
MACOMA	<i>Macoma spp</i>	"Macoma"
MACRLON	<i>Macropodia longirostris</i>	"Macropodia"
MACRPUB	<i>Macropipus puber</i>	étrille
MERLMNG	<i>Merlangius merlangus</i>	merlan
MICRVAR	<i>Microchirus variegatus</i>	sole perdrix
MYTIEDU	<i>Mytilus edulis</i>	moule
NASSSPP	<i>Nassarius spp</i>	nasse
NATIALD	<i>Natica alderi</i>	natice
OPHUALB	<i>Ophiura albida</i>	ophiure
OPHUOPH	<i>Ophiura ophiura</i>	grande ophiure
PALASER	<i>Palaemon serratus</i>	bouquet
PHICTRI	<i>Philocheirus trispinosus</i>	"crevette"
PHOLGUN	<i>Pholis gunnelus</i>	gonelle
PLATFLE	<i>Platichthys flesus</i>	flet
PLEUPLA	<i>Pleuronectes platessa</i>	pie
PORTLAT	<i>Portunus latipes</i>	"crabe"
PSAMMIL	<i>Psammechinus miliaris</i>	oursin vert
PSETMAX	<i>Psetta maxima</i>	turbot
RAJACLA	<i>Raja clavata</i>	raie bouclée
RAJAMON	<i>Raja montagui</i>	raie douce
SCOPRHO	<i>Scophthalmus rhombus</i>	barbue
SEPIOFF	<i>Sepia officinalis</i>	seiche
SEPIOSP	<i>Sepioida spp</i>	sépiole
SOLELAS	<i>Solea lascaris</i>	sole pole
SOLEVUL	<i>Solea vulgaris</i>	sole commune
SPISOVA	<i>Spisula ovalis</i>	spisule ovale
SPRASPR	<i>Sprattus sprattus</i>	sprat
SYNGSPP	<i>Syngnathus spp</i>	aiguille de mer
THIASCU	<i>Thia scutellata</i>	Petit crabe coeur
TRACDRA	<i>Trachurus draco</i>	grande vive
TRACTRU	<i>Trachurus trachurus</i>	chinchard
TRIGLUC	<i>Trigla lucerna</i>	grondin perlon
TRISLUS	<i>Trisopterus luscus</i>	tacaud
TRISMIN	<i>Trisopterus minutus</i>	petit tacaud
ZEUSFAB	<i>Zeus faber</i>	St pierre

Annexe 5 : table des espèces observées en 2013

Code espèces	Strate A	Strate B	Strate C	Strate E	Totale
ABRAALB	0,00	0,00	0,00	45,03	2,37
AGONCAT	0,00	0,63	0,02	1,23	0,15
ALCYGEL	0,00	0,07	0,23	0,00	0,07
ALLOSPP	0,80	0,51	0,19	0,00	0,23
AMMOTOB	0,00	0,09	0,14	0,00	0,05
ARNOSPP	0,54	0,56	2,39	0,00	0,77
ASCIDSP	0,00	19,71	0,00	0,00	2,56
ASTERUB	0,34	18,00	34,90	0,53	11,49
BUCCUND	0,00	0,00	0,05	0,00	0,01
BUGLLUT	6,23	5,17	15,98	0,64	5,74
CALLLYR	15,64	9,60	8,05	1,52	5,63
CANCPAG	0,00	0,04	0,00	0,00	<0,01
CARMAE	0,13	5,12	0,14	107,45	6,37
CILIMUS	0,00	0,00	0,00	0,35	0,02
CLUPHAR	1,04	0,25	0,02	6,63	0,53
CORYCAS	0,00	0,02	0,00	0,00	<0,01
COTTIDAX	0,00	0,00	0,00	0,76	0,04
DICELAB	0,00	0,00	0,00	0,18	0,01
DONAX	0,00	45,02	1,25	251,36	19,38
ECHICOR	0,00	0,31	39,08	0,00	10,21
ECHIVIP	1,27	7,71	6,53	12,74	3,55
ERIOSIN	0,00	0,00	0,00	0,06	<0,01
EUPABER	1,21	31,67	63,09	83,44	25,08
GLYCGLY	0,00	0,00	0,19	0,00	0,05
GOBIIDAX	0,77	15,47	2,35	49,70	5,34
HIPPSPP	0,00	0,45	0,14	0,06	0,10
HYPELAN	0,07	0,14	0,14	0,00	0,06
LEPALEP	0,00	0,02	0,09	0,00	0,03
LIMALIM	0,20	2,12	0,30	1,41	0,46
LIOCHOL	0,77	11,38	0,35	105,77	7,24
LIOCMAR	0,03	0,42	0,02	0,00	0,06
LIOCSP	0,03	0,61	0,02	0,41	0,11
LIPALIP	0,00	0,00	0,00	0,06	<0,01
LOLIGINX	0,00	0,05	0,05	0,00	0,02
LUTRLUT	0,00	0,20	0,05	0,00	0,04

Code espèces	Strate A	Strate B	Strate C	Strate E	Totale
MACOMA	0,00	0,04	0,00	30,55	1,61
MACRLON	0,74	1,70	8,43	0,59	2,55
MACRPUB	0,30	1,01	0,86	0,06	0,40
MERLMNG	0,07	2,26	0,16	1,82	0,44
MICRVAR	0,00	0,02	0,00	0,00	<0,01
MYTIEDU	0,10	0,00	0,00	0,00	0,01
NASSSPP	3,38	81,80	177,80	31,37	59,00
NATIALD	0,00	0,71	4,04	0,00	1,14
OPHISPP	11,08	45,93	241,99	0,00	70,49
PAGUPRI	0,00	0,87	0,56	0,00	0,26
PALASER	0,00	0,00	0,00	0,53	0,03
PHICTRI	0,00	0,07	0,02	0,00	0,01
PHOLGUN	0,00	0,00	0,00	0,06	<0,01
PLATFLE	0,00	0,05	0,00	0,47	0,03
PLEUPLA	1,11	6,11	3,28	10,85	2,37
PORTLAT	0,00	0,27	0,00	14,42	0,79
PSAMMIL	0,00	0,94	2,76	0,47	0,87
PSETMAX	0,10	0,02	0,02	0,76	0,06
RAJACLA	0,74	1,59	0,42	0,53	0,45
RAJAMON	0,03	0,00	0,00	0,00	<0,01
SCOPRHO	0,00	0,00	0,02	1,29	0,07
SEPIOFF	0,13	1,43	2,11	1,58	0,84
SEPISTP	0,00	0,94	1,49	0,70	0,55
SOLELAS	0,00	0,00	0,02	0,00	0,01
SOLEVUL	0,10	0,04	0,12	6,57	0,39
SPISOVA	0,00	0,05	0,19	0,00	0,06
SPRASPR	0,00	0,00	0,00	0,18	0,01
SYNGSPP	0,00	0,13	0,00	2,23	0,13
THIASCU	0,00	0,00	0,02	0,00	0,01
TRACDRA	0,03	0,02	0,05	0,00	0,02
TRACTRU	0,00	0,11	0,09	0,00	0,04
TRIGLUC	0,03	0,13	0,05	1,88	0,13
TRISLUS	0,03	0,18	0,00	0,00	0,03
TRISMIN	0,00	0,00	0,02	0,06	0,01
ZEUSFAB	0,00	0,02	0,00	0,00	<0,01

**Annexe 6 : densités par strates et sur la totalité du secteur (en nombre d'individus par 1000m<sup>2</sup>)**

Code espèces	Strate A	Strate B	Strate C	Strate E
ABRAALB	0,00	0,00	0,00	100,00
AGONCAT	0,00	53,68	3,96	42,36
ALCYGEL	0,00	13,43	86,57	0,00
ALLOSPP	49,88	28,85	21,26	0,00
AMMOTOB	0,00	24,42	75,58	0,00
ARNOSPP	9,81	9,43	80,76	0,00
ASCIDSP	0,00	100,00	0,00	0,00
ASTERUB	0,41	20,31	79,04	0,24
BUCCUND	0,00	0,00	100,00	0,00
BUGLLUT	15,32	11,67	72,41	0,59
CALLLYR	39,21	22,12	37,24	1,42
CANCPAG	0,00	100,00	0,00	0,00
CARMAE	0,30	10,42	0,57	88,72
CILIMUS	0,00	0,00	0,00	100,00
CLUPHAR	27,46	6,15	1,13	65,26
CORYCAS	0,00	100,00	0,00	0,00
COTTIDAX	0,00	0,00	0,00	100,00
DICELAB	0,00	0,00	0,00	100,00
DONAX	0,00	30,12	1,68	68,20
ECHICOR	0,00	0,39	99,61	0,00
ECHIVIP	5,06	28,18	47,89	18,87
ERIOSIN	0,00	0,00	0,00	100,00
EUPABER	0,68	16,37	65,46	17,49
GLYCGLY	0,00	0,00	100,00	0,00
GOBIIDAX	2,04	37,57	11,44	48,95
HIPPSPP	0,00	59,82	37,03	3,15
HYPELAN	14,66	29,08	56,25	0,00
LEPALEP	0,00	8,84	91,16	0,00
LIMALIM	6,23	60,25	17,26	16,26
LIOCHOL	1,50	20,38	1,25	76,86
LIOCMAR	7,31	83,35	9,35	0,00
LIOCSP	4,22	71,13	5,40	19,26
LIPALIP	0,00	0,00	0,00	100,00
LOLIGINX	0,00	36,77	63,23	0,00
LUTRLUT	0,00	68,08	31,92	0,00

Code espèces	Strate A	Strate B	Strate C	Strate E
MACOMA	0,00	0,29	0,00	99,71
MACRLON	4,08	8,65	86,06	1,21
MACRPUB	10,61	32,83	55,79	0,77
MERLMNG	2,15	66,54	9,61	21,70
MICRVAR	0,00	100,00	0,00	0,00
MYTIEDU	100,00	0,00	0,00	0,00
NASSSPP	0,81	17,98	78,42	2,80
NATIALD	0,00	8,00	92,00	0,00
OPHISPP	2,22	8,45	89,33	0,00
PAGUPRI	0,00	43,68	56,32	0,00
PALASER	0,00	0,00	0,00	100,00
PHICTRI	0,00	65,97	34,03	0,00
PHOLGUN	0,00	0,00	0,00	100,00
PLATFLE	0,00	22,19	0,00	77,81
PLEUPLA	6,58	33,41	35,95	24,06
PORTLAT	0,00	4,43	0,00	95,57
PSAMMIL	0,00	14,08	83,08	2,85
PSETMAX	22,64	3,74	9,65	63,97
RAJACLA	23,28	46,16	24,35	6,21
RAJAMON	100,00	0,00	0,00	0,00
SCOPRHO	0,00	0,00	8,18	91,82
SEPIOFF	2,26	22,11	65,69	9,94
SEPISTP	0,00	22,33	70,89	6,78
SOLELAS	0,00	0,00	100,00	0,00
SOLEVUL	3,60	1,19	7,66	87,55
SPISOVA	0,00	12,69	87,31	0,00
SPRASPR	0,00	0,00	0,00	100,00
SYNGSPP	0,00	12,28	0,00	87,72
THIASCU	0,00	0,00	100,00	0,00
TRACDRA	24,67	12,23	63,10	0,00
TRACTRU	0,00	36,77	63,23	0,00
TRIGLUC	3,58	12,44	9,17	74,81
TRISLUS	16,78	83,22	0,00	0,00
TRISMIN	0,00	0,00	66,23	33,77
ZEUSFAB	0,00	100,00	0,00	0,00

### Annexe 7 : Pourcentage de l'abondance des espèces par strate

Code espèces	Groupe	Strate A	Strate B	Strate C	Strate E	Totale
CLUPHAR	0	0,03	0,00	0,00	0,00	<0,01
CLUPHAR	1+	1,01	0,25	0,02	6,63	0,53
DICELAB	0	0,00	0,00	0,00	0,18	0,01
LIMALIM	0	0,13	2,08	0,00	1,41	0,36
LIMALIM	1	0,00	0,02	0,05	0,00	0,01
LIMALIM	2	0,03	0,02	0,23	0,00	0,07
LIMALIM	3+	0,03	0,00	0,02	0,00	0,01
MERLMNG	0	0,03	2,26	0,16	1,76	0,43
MERLMNG	2	0,00	0,00	0,00	0,06	<0,01
MERLMNG	3+	0,03	0,00	0,00	0,00	<0,01
PLATFLE	0	0,00	0,02	0,00	0,12	0,01
PLATFLE	1	0,00	0,00	0,00	0,29	0,02
PLATFLE	2	0,00	0,04	0,00	0,00	<0,01
PLATFLE	3+	0,00	0,00	0,00	0,06	<0,01
PLEUPLA	0	0,07	5,89	1,42	10,85	1,71
PLEUPLA	1	0,44	0,14	0,70	0,00	0,26
PLEUPLA	2	0,47	0,02	0,86	0,00	0,29
PLEUPLA	3+	0,13	0,05	0,30	0,00	0,10
PSETMAX	0	0,00	0,00	0,00	0,76	0,04
PSETMAX	1	0,03	0,02	0,02	0,00	0,01
PSETMAX	2	0,07	0,00	0,00	0,00	0,01
SCOPRHO	0	0,00	0,00	0,00	1,11	0,06
SCOPRHO	1	0,00	0,00	0,02	0,18	0,02
SOLELAS	0	0,00	0,00	0,02	0,00	0,01
SOLEVUL	0	0,00	0,02	0,00	6,04	0,32
SOLEVUL	1	0,03	0,00	0,00	0,35	0,02
SOLEVUL	2	0,00	0,02	0,07	0,18	0,03
SOLEVUL	3+	0,07	0,00	0,05	0,00	0,02
SPRASPR	0	0,00	0,00	0,00	0,06	<0,01
SPRASPR	1+	0,00	0,00	0,00	0,12	0,01
TRACTRU	0	0,00	0,02	0,09	0,00	0,03
TRACTRU	3+	0,00	0,09	0,00	0,00	0,01
TRIGLUC	0	0,03	0,13	0,02	1,88	0,13
TRIGLUC	1	0,00	0,00	0,02	0,00	0,01
TRISLUS	0	0,03	0,18	0,00	0,00	0,03
TRISMIN	0	0,00	0,00	0,02	0,06	0,01
ZEUSFAB	1	0,00	0,02	0,00	0,00	<0,01

Annexe 8 : Densités par groupes, strates et sur la totalité du secteur (en nombre d'individus par 1000m<sup>2</sup>)

Code espèces	Groupe	Strate A	Strate B	Strate C	Strate E
CLUPHAR	0	100,00	0,00	0,00	0,00
CLUPHAR	1+	26,81	6,20	1,14	65,85
DICELAB	0	0,00	0,00	0,00	100,00
LIMALIM	0	5,22	74,37	0,00	20,41
LIMALIM	1	0,00	16,24	83,76	0,00
LIMALIM	2	7,00	3,47	89,53	0,00
LIMALIM	3+	43,89	0,00	56,11	0,00
MERLMNG	0	1,09	67,74	9,78	21,38
MERLMNG	2	0,00	0,00	0,00	100,00
MERLMNG	3+	100,00	0,00	0,00	0,00
PLATFLE	0	0,00	27,54	0,00	72,46
PLATFLE	1	0,00	0,00	0,00	100,00
PLATFLE	2	0,00	100,00	0,00	0,00
PLATFLE	3+	0,00	0,00	0,00	100,00
PLEUPLA	0	0,55	44,62	21,53	33,30
PLEUPLA	1	23,50	7,17	69,33	0,00
PLEUPLA	2	22,65	0,80	76,55	0,00
PLEUPLA	3+	18,09	6,73	75,18	0,00
PSETMAX	0	0,00	0,00	0,00	100,00
PSETMAX	1	36,04	17,87	46,09	0,00
PSETMAX	2	100,00	0,00	0,00	0,00
SCOPRHO	0	0,00	0,00	0,00	100,00
SCOPRHO	1	0,00	0,00	39,53	60,47
SOLELAS	0	0,00	0,00	100,00	0,00
SOLEVUL	0	0,00	0,73	0,00	99,27
SOLEVUL	1	20,36	0,00	0,00	79,64
SOLEVUL	2	0,00	7,88	61,00	31,11
SOLEVUL	3+	43,89	0,00	56,11	0,00
SPRASPR	0	0,00	0,00	0,00	100,00
SPRASPR	1+	0,00	0,00	0,00	100,00
TRACTRU	0	0,00	8,84	91,16	0,00
TRACTRU	3+	0,00	100,00	0,00	0,00
TRIGLUC	0	3,76	13,04	4,80	78,40
TRIGLUC	1	0,00	0,00	100,00	0,00
TRISLUS	0	16,78	83,22	0,00	0,00
TRISMIN	0	0,00	0,00	66,23	33,77
ZEUSFAB	1	0,00	100,00	0,00	0,00

Annexe 9 : Pourcentage de l'abondance des espèces par groupe et par strate

## Crevette grise

Taille	Strate 0	Strate 1	Strate 2	Strate 3	Strate 4	Strate 5	Strate 6	Strate 7	Strate 8	Strate 9	Totalité
<31 mm	139,3	102,3	15,0	55,8	1,8	0,6	0,0	0,0	0,0	52,7	8,3
31-54 mm	3616,5	2531,7	1055,9	156,7	18,7	3,4	0,1	0,0	0,0	174,6	163,5
54-67 mm	560,8	462,5	205,2	10,2	2,2	0,5	0,0	0,0	0,0	8,1	28,3
>67mm	0,0	2,4	4,6	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,7	0,2
<b>TOTAL</b>	<b>4316,6</b>	<b>3098,9</b>	<b>1280,7</b>	<b>222,7</b>	<b>22,7</b>	<b>4,6</b>	<b>0,1</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>236,1</b>	<b>200,3</b>

Annexe 10 : Densités par strates et sur la totalité du secteur (en nombre d'individus par 1000 m<sup>2</sup>)

Taille	Strate 0	Strate 1	Strate 2	Strate 3	Strate 4	Strate 5	Strate 6	Strate 7	Strate 8	Strate 9
<31 mm	12,9	56,0	2,1	18,3	1,5	1,1	0,0	0,0	0,0	8,1
31-54 mm	17,0	70,5	7,4	2,6	0,8	0,3	0,0	0,0	0,0	1,4
54-67 mm	15,2	74,3	8,3	1,0	0,5	0,3	0,0	0,0	0,0	0,4
>67mm	0,0	60,3	29,1	0,0	0,0	5,6	0,0	0,0	0,0	5,0
<b>TOTAL</b>	<b>16,6</b>	<b>70,4</b>	<b>7,3</b>	<b>3,0</b>	<b>0,8</b>	<b>0,4</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>1,5</b>

## Annexe 11 : Pourcentage de l'abondance par strate et sur l'ensemble du secteur

---

**Conclusions :**



## Hydrologie

*Afin d'expliquer l'évolution annuelle 2013 des paramètres suivis sur le CNPE de Penly il est nécessaire de rappeler les tendances générales climatiques à Dieppe en 2013.*

*L'année 2013 a été caractérisée par un printemps froid, un été orageux et un automne chaud. En comparant avec la période 1960-2012, l'année 2013 se distingue par un fort déficit de précipitation en avril et en juin. Enfin le débit de la Béthune est nettement supérieur à la moyenne des données récoltées depuis 1941 durant le premier semestre 2013 (cf. 1.6 Climatologie).*

Les **températures** de l'eau de mer relevées lors de la campagne 2013 ont été caractérisées par des valeurs faibles au printemps, proches des médianes pluriannuelles en été et plutôt élevées en automne comparées aux moyennes mensuelles enregistrées sur la période 1960-2012. L'écart saisonnier le confirme puisque la température de l'eau augmente de 8°C entre mars et juin et de 4°C entre juin et septembre. De plus, la comparaison de l'écart de température entre le point *rejet* et chacun des 3 autres points démontre un écart plus fort en automne pour les 3 couples, c'est-à-dire une température au point *rejet* bien distincte des autres points. De plus les taux de dilution révèlent une dilution plus faible en septembre entre le point *rejet* et le point *canal* et donc un réchauffement plus marqué à la côte que les autres années. L'étude statistique sur les mesures 2013 révèle, toutes saisons confondues, une différence systématique entre chaque couple de stations, excepté entre *contrôle /canal* au printemps et à l'automne et *canal/référence* à l'automne.

Les **salinités** observées au printemps et en été 2013 ont été proches des médianes pluriannuelles sur l'ensemble des points de surveillance. A l'automne 2013 les mesures sont dans la gamme haute des valeurs pluriannuelles. Cela est à mettre en relation avec les chaudes températures de l'eau en automne. Comparé à 2012, les salinités de 2013 ont tendance à être inférieures ou similaires, sachant qu'elles étaient déjà en gamme haute en 2012 par rapport à l'ensemble des données récoltées depuis le début du suivi. Dans ce secteur de la Manche, les valeurs de salinités sont sensibles aux apports d'eau douce d'origine fluviale. Des relations linéaires significatives existent entre la salinité et les débits de la Bresle et de la Béthune (fleuves proches du CNPE). Les campagnes 2013 ont été caractérisées par la présence du gradient de salinité croissant côte large dû notamment à l'influence des cours d'eau. Les tests statistiques révèlent des différences significatives de salinité sur l'ensemble de couple de stations exception faite pour *contrôle/rejet* au printemps et *contrôle/référence* sur les trois campagnes.

Le suivi 2013 des **sels nutritifs** révèle des concentrations en silicates, nitrates et nitrites plus élevées qu'en 2012. Le développement phytoplanktonique a été retardé dû, probablement, à l'augmentation tardive de la température de l'eau. Ce développement phytoplanktonique tardif peut expliquer ces fortes concentrations. En effet, les stocks hivernaux de sels nutritifs n'ont pas été totalement consommés au printemps. Les concentrations de phosphates sont basses sur l'ensemble des points, toutes saisons confondues, par rapport à l'ensemble des données récoltées depuis le début du suivi. Concernant l'ammonium, les concentrations, tous points confondus, sont faibles au printemps et en août mais dans la gamme haute des données récoltées depuis le début du suivi, à l'automne, exception faite pour le point *référence*. Concernant les tests statistiques, des différences significatives sont observées en été et en automne. En revanche, l'absence de différence significative au printemps met en évidence l'absence d'un gradient côte large marquée, en terme de concentrations en sels nutritifs à cette saison.

En 2013, la mesure des **Matières En Suspension** a de nouveau été choisie dans la stratégie remplaçant la turbidité. Ce paramètre a été caractérisé par des variations spatiales importantes avec en particulier un gradient décroissant côte large très marqué au printemps et à l'automne. En été, les concentrations des quatre stations sont similaires. Sur le plan temporel, les concentrations en MES se sont avérées plus élevées au printemps contrairement à 2012 où la turbidité était plus importante à l'automne.

Les concentrations en **trihalométhanes** ont été suivies durant les trois campagnes aux différents points de surveillance. Une attention particulière dans ce rapport a été portée sur les bromoformes, seuls composés à avoir présenté des traces dans le milieu jusqu'à maintenant. En 2013 trois mesures ont été quantifiées mais restent inférieures à la valeur de référence de 10µg/L, concentration généralement considérée comme acceptable dans l'eau de mer.

Les concentrations en **hydrazine et éthanolamine** ont été suivies durant les trois campagnes aux différents points de surveillance. Les concentrations sont inférieures au seuil de quantification de la méthode sur toutes les stations et en toutes saisons.

En conclusion, les données relatives au compartiment hydrologique acquises en 2013 dans le cadre du programme de surveillance écologique du CNPE de Penly mettent en évidence un échauffement de l'eau aux abords des bouches de rejets. Cette perturbation thermique reste cependant géographiquement très limitée. L'ensemble des autres paramètres suivis présente des valeurs et des variations saisonnières classiques pour cette zone de la Manche. Ainsi les rejets du CNPE n'affectent pas de façon générale la distribution et les variations saisonnières des paramètres étudiés autres que la température. Les caractéristiques hydrologiques intrinsèques du milieu n'apparaissent donc pas modifiées de manière sensible et significative.

## Phytoplancton

Le printemps 2013, a été caractérisé par une plus grande concentration en chlorophylle *a* que celle mesurée au cours de la même saison en 2012, excepté sur le point *canal*. En revanche, les concentrations mesurées en juin et en septembre sont du même ordre de grandeur que celles mesurées en 2012.

On observe au printemps un fort gradient côte-large, avec des valeurs de chlorophylle *a* allant de 6,59 µg/L au point *canal* à 10,41 µg/L au point *référence*. Ce gradient disparaît lors des campagnes suivantes.

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 pour 2013 sont comprises entre 165 sur le point *canal* et 185 sur les points *rejet* et *contrôle*. Sur le point *canal*, ces valeurs sont les plus basses constatées depuis le suivi de ce paramètre. La température de l'eau en mars et juin 2013 était la plus basse relevée sur ce point depuis le début du suivi et peut expliquer la faible production primaire qui en découle.

En revanche les valeurs de l'efficacité quantique sont élevées comparé aux années précédentes, avec un maximum de 0,73 sur le point *référence*. Ce résultat suggère que les cellules phytoplanctoniques à proximité de Penly n'ont pas subi d'importants stress nutritifs ou lumineux au cours des différents échantillonnages de 2013.

En été l'évolution caractéristique du cycle saisonnier en zone tempérée est une diminution de la biomasse phytoplanctonique due à la diminution drastique des concentrations en sels nutritifs suite au bloom printanier. L'année 2013 étant marquée par une arrivée tardive des températures printanières de saison, le bloom printanier a été décalé dans le temps.

L'abondance phytoplanctonique est restée faible en été avec des valeurs en dessous de la médiane pluriannuelle. L'abondance phytoplanctonique relevée sur le point *canal* en été est la plus faible comptabilisée depuis le début du suivi avec 53 400 cellules par litre. Néanmoins, l'efficacité quantique est également la plus élevée relevée en été depuis son suivi. Ceci indique donc que la faible quantité de phytoplancton présente n'est pas dû à un mauvais état physiologique des cellules mais aux conditions climatiques particulières en ce début d'été.

La période automnale a été marquée par des températures plutôt élevées en automne comparées aux moyennes mensuelles enregistrées sur la période 1960-2012. Ces températures peuvent expliquer l'abondance phytoplanctonique élevée sur les points *canal*, *rejet* et *contrôle* en septembre.

Le point *référence* est particulier en septembre avec une faible abondance nano et microphytoplanctonique. Cette différence est due au bloom de *Chaetoceros* à la côte mais absent au point *référence*. C'est pourtant sur ce point que le  $Y_{\max}$  atteint sa valeur maximale, les cellules étaient donc peu présentes mais présentaient un bon état physiologique.

Le cycle saisonnier du phytoplancton ainsi que la structure des communautés phytoplanctoniques observés en 2013 ne présentent pas de caractéristiques pouvant mettre en cause l'activité du CNPE de PENLY. L'évolution dans le temps de ces paramètres semble cohérente avec les connaissances que nous avons de ces paramètres en Manche.

Nous ne pouvons donc pas conclure à l'existence d'un déséquilibre du milieu, généré par l'activité du CNPE de Penly, à partir de l'étude des paramètres suivis dans le compartiment phytoplanctonique en 2013.

## Microbiologie

Concernant l'abondance en germes totaux sur le site du Penly, l'année 2013 se caractérise par des abondances printanières et automnales plus faibles que celles généralement observées sur la zone. Ceci peut en partie s'expliquer par les faibles températures de l'eau de mer relevées au cours du mois de mars 2013 (cf. Chapitre Hydrologie). A l'instar des années précédentes, en 2013 les plus fortes abondances ont été observées au cours de l'été. A cette période, l'abondance en germes totaux diminue de la côte vers le large. Ces abondances estivales sont restées très proches des médianes interannuelles sur l'ensemble de la zone. Par ailleurs, l'intégration des données de l'année 2013, révèle l'absence d'une différence significative des abondances entre les points et ce pour toutes les saisons, suggérant un impact limité du fonctionnement du CNPE de Penly sur l'abondance en germes totaux au cours de l'année 2013.

A l'instar de ce qui est généralement observé sur le site de Penly, les germes revivifiables étaient plus abondants en été et en automne. Au cours de ces deux périodes, les abondances maximales sont observées sur le point *canal* et diminuent de la côte vers le large. Les valeurs relevées en 2013 sont restées inférieures aux médianes pluriannuelles sur l'ensemble de la zone et à toutes les saisons. Cependant, ces valeurs sont restées dans la gamme de celles précédemment observées sur ce site. L'intégration des résultats de l'année 2013 met en évidence une différence significative entre le points *contrôle* et *rejet* au printemps. Cependant, aucune autre différence significative n'est apparue entre le point *rejet* et les autres points échantillonnés, suggérant un impact très limité du fonctionnement du CNPE sur l'abondance en germes revivifiables à proximité du site.

Les abondances en vibrions halophiles relevées au cours de l'année 2013 sur le site de Penly sont en accord avec le cycle saisonnier observé généralement sur cette zone et les abondances maximales sont restées très proches des médianes pluriannuelles. Ainsi, les abondances les plus élevées ont été observées en automne sur l'ensemble de la zone. A cette période il existe un gradient décroissant de la côte vers le large et les abondances maximales sont observées sur le point *canal*.

Au cours de l'année 2013, seules deux espèces de vibrions halophiles ont été observées : *V. alginolyticus* et *V. vulnificus*. *V. alginolyticus* était présente sur les points *contrôle* et *rejet* dès le printemps et a été identifiée sur toutes les stations en été et en automne. En revanche, l'espèce *V. vulnificus* n'est observée en 2013 qu'au cours de l'automne sur l'ensemble de la zone. Cette saisonnalité d'apparition de ces deux espèces est en accord avec les observations précédentes qui montrent une dominance relative de *V. alginolyticus* tout au long de l'année à Penly, et la présence plus sporadique de *V. vulnificus* en automne. La période automnale se caractérise donc par des abondances maximales en vibrions halophiles et une différence est observée entre la côte et le large.

En conclusion, la composition de la communauté est en accord avec les observations réalisées précédemment et l'étude de l'ensemble des paramètres du compartiment microbiologique n'a pas mis en évidence de modification significative du milieu pour ces paramètres, liée à l'activité du CNPE de Penly.

## Zooplancton

Les valeurs de biomasse sestonique observées lors des campagnes de 2013 ont fortement dévié par rapport à la moyenne des valeurs observées depuis 1993. Le rapport C/N indique la présence de débris végétaux au point canal de septembre ( $C/N > 6$ ) alors que sa valeur aux autres points indique la dominance du zooplancton ( $C/N \sim 4$ ) ; le rapport C/N est toujours plus élevé au point canal, ce qui semble normal vu sa localisation enclavé où à tendance à ce concentrer les débris végétaux et sédiments. Bien que ce rapport soit généralement caractéristique du zooplancton, la biomasse sestonique ne permet pas de refléter le gradient côte-large de l'abondance zooplanctonique.

La plus forte abondance zooplanctonique a été enregistrée en juin au point référence ce qui constituait l'une des plus fortes abondances printanières et estivales pour ce point depuis le début de la série temporelle (1993). En 2013, les abondances zooplanctoniques ont montré une tendance croissante de la côte vers le large.

Le méroplancton constitue toujours une composante non négligeable du zooplancton total (notamment au printemps), avec là encore des différences d'abondance entre la côte et le large, ainsi que dans la composition taxinomique et les stades de développement de certains groupes (notamment les larves de cirripèdes). L'holoplancton était quant à lui toujours largement représenté par les copépodes (> 80 %) avec *A. clausi* et *T. longicornis* comme espèces dominantes.

L'abondance et la succession des espèces zooplanctoniques observées cette année respectent, pour ce que peut montrer cette analyse de trois campagnes annuelle, leur répartition saisonnière habituelle et sont caractéristiques des milieux côtiers de la Manche et de la baie sud de la Mer du Nord. Elle ne montre donc pas un quelconque effet des rejets du CNPE de Penly sur ces communautés.

## Halieutique

Comme pour les années précédentes, sur les quatre espèces ciblées de l'ichtyoplancton, la sole et le sprat étaient les plus abondants sur le site du CNPE de Penly. Néanmoins, des abondances relativement faibles sont observées. Pour la sole, les abondances sont comparables à celles observées en 2012 tandis que pour le sprat, 2013 semble être une année avec des abondances supérieures aux années précédentes. La limande et la sardine ne sont pas des espèces importantes en termes d'œufs et de larves de poissons sur le site du CNPE de Penly. Leur suivi individuel ne présente que peu d'intérêt d'un point de vue écologique. De plus, il faut rappeler que pour la limande, un doute important subsiste quant à l'identification visuelle des œufs. Ces œufs peuvent être confondus avec ceux de flet, particulièrement pour le stade 'Non Embryonné'. Seule l'analyse moléculaire permet de séparer clairement les deux espèces (Lelièvre *et al.*, 2012). Ceci rajoute encore d'avantage d'incertitude quant aux abondances observées pour la limande. Comme pour les années précédentes, il faut noter une quantité non négligeable d'œufs et de larves d'autres espèces présentes dans les échantillons collectés. Dans le cadre d'un suivi de la biodiversité, d'une orientation grandissante vers des études écosystémiques et de la mise en place de la Directive Cadre Stratégie pour le Milieu Marin, il serait plus intéressant d'étudier l'ichtyoplancton présent sur le site en terme d'assemblages plutôt que d'un point de vue monospécifique.

La stratégie d'échantillonnage stratifié de la macrofaune halieutique a été maintenue et le plan d'échantillonnage prévu a pu être réalisé en 2013, malgré les conditions météorologiques défavorables rencontrées lors des prospections réalisées au sud de la zone. Lors de cette campagne, il a été observé des indices de juvéniles de soles et de limandes identiques et un indice de juvéniles de plies supérieur par rapport à 2012. Toutefois ces indices de juvéniles restent dans l'intervalle des valeurs enregistrées depuis le début de cette étude du site. La répartition géographique des groupes d'âge reste similaire à celle des années antérieures. Elle se caractérise par la dominance des groupes 0 de sole, plie à l'intérieur de la baie de Somme (strate E) et poche extérieur de la baie (strate B) pour les jeunes limandes qui affectionnent des eaux plus profondes. La densité globale en crevettes grises observée en 2013 marque une nette augmentation comparée à celle de l'année précédente. Cependant, cet indice reste dans la moyenne de ceux observés depuis le début de l'étude. La répartition géographique de cette espèce reste comparable à celle des années antérieures, à savoir, à l'intérieur de la baie de Somme ou son bord immédiat : les strates 0 et 1 représentent 94% des crevettes grises capturées au cours de la prospection. L'étude du compartiment halieutique ne permet pas de conclure à l'existence d'un déséquilibre du milieu lié à l'activité du CNPE de Penly : les indices de juvéniles des poissons plats (soles, plies, limandes) et de crevettes grises constatés en 2013 sont dans l'intervalle des valeurs enregistrées précédemment. Leur répartition géographique reste similaire à celle observée depuis le début de l'étude.



## 5. Bibliographie

ALDEBERT (Y.), 1975.- Comparaison des rendements du "Bongo".- Rapport F.A.O.- I.S.T.P.M.

ARBAULT (S.) et LACROIX (N.), 1975.- Essais comparatifs des pouvoirs de capture de 2 filets à plancton (GULF III encasé et Bongo).- Cons. Int. Explor. Mer, Comité des poissons pélagiques (sud), J : 8.

AUGRIS, C., CLABAUT, P., COSTA, S., GOURMELON, F., LATTEUX, B. 2004 (GENERALITES) Evolution morpho-sédimentaire du domaine littoral et marin de la Seine-Maritime, EDF. Ed. Ifremer, Bilans & Prospectives, 159 p.

BIGOT, J.L., 1979.- Identification des zoés de tourteau (*Cancer pagurus* L.) et d'étrille (*Macropipus puber* L.) - Comparaison avec d'autres zoés de morphologie très voisine.- Cons. Int. Explor. Mer, Comité de l'océanographie biologique, L : 17.

DE LA TORRE, Y., 2001.-Utilisation d'un système d'information géographique pour l'analyse morphosédimentaire en domaine marin côtier : application aux fonds marins entre Dieppe et Le Tréport (Seine-Maritime). DEA de Géographie, Université de Bretagne Occidentale (UBO), Brest, France.

Deter J., Lozach, S., Derrien, A., Véron, A., Chollet, J. and Hervio-Heath, D. (2010a) Chlorophyll *a* might structure a community of potentially pathogenic culturable Vibrionaceae. Insights from a one-year study of water and mussels surveyed on the French Atlantic coast. *Environmental Microbiology Reports* **2**, 185-191.

Deter, J., Lozach, S., Veron, A., Chollet, J., Derrien, A. and Hervio-Heath, D. (2010b) Ecology of pathogenic and non-pathogenic *Vibrio parahaemolyticus* on the French Atlantic coast. Effects of temperature, salinity, turbidity and chlorophyll *a*. *Environmental Microbiology* **12**, 929-937.

DREVES, L., CLABAUT, P., CHEVALIER, C. 1995 Étude biomorphosédimentaire du domaine marin côtier de Penly, mission Sonpen, mai 1992. Rapport Ifremer pour le compte de l'EDF, 92 p. + 3 cartes hors texte.

DREVES, L., CLABAUT, P., CHEVALIER, C. 2002 Étude biomorphosédimentaire du domaine marin côtier de Penly entre Dieppe et Criel-sur-Mer (Seine-Maritime, France), mission Pycaso, avril 2000. Rapport Ifremer pour le compte de l'EDF, 62 p. + annexes + 2 cartes hors texte.

DREVES, L., CLABAUT, P., COÏC, D. 1997 Étude biomorphosédimentaire du domaine marin côtier entre la pointe d'Ailly et Criel-sur-Mer (Seine-Maritime, France), mission Pycaux, avril 2000. Rapport Ifremer pour le compte de l'EDF, 46 p. + annexes + 2 cartes hors texte.

DREVES, L., CLABAUT, P., CHEVALIER, C. 2002 Étude biomorphosédimentaire du domaine marin côtier entre Dieppe et Criel-sur-Mer (Seine-maritime, France), mission Pycaso, avril 2000. Rapport Ifremer pour le compte de l'EDF, 62 p. + annexes + 2 cartes hors texte.

EUZÉBY, J.P. (2000). Dictionnaire de bactériologie vétérinaire. (2.3)

Site Internet : <http://www.bacterio.cict.fr/bacdicto/pp/photobacterium.html>

GENESTE, C. (1999). Infections à vibrions non cholériques : étude des cas survenus en France métropolitaine et identifiés par le Centre National de Références des vibrions et du choléra, de 1995 à 1998. Thèse de Doctorat en Médecine, 74 pp



GENESTE, C., DAB, W., CABANES, P.A., VAILLANT, V., QUILICI, M.L., FOURNIER, J.M. (2000). Les vibrioses non cholériques en France : cas identifiés de 1995 à 1998 par le Centre national de référence. Bull épidémiol hebdomadaire 2000 ; 38-40.

GIBSON (R.N.), 1980.- The intertidal movements and distribution of young fish on a sandy beach with special reference to the plaice (*Pleuronectes platessa* L.) J. exp. mar Biol. Ecol. 12 : 79-102.

JOSSI (J.W.), MARAK (R.R.) et PETERSON (H.), 1975.- At-sea data collection and laboratory procedures.- Marmap survey I Manual, Marmap Programm Office, National Marine Fisheries Service édit., Washington.

KUIPERS (B.), 1973.- On the tidal migration of young plaice (*Pleuronectes platessa*). Neth. J. of Sea Research, 6 (3):376-388.

HARDEN JONES (F.R.), 1980.- The migration of plaice in relation to the environment. Iclarme confé. Procced, Manila (Philippines), 1980, 5:383-396.

HERAL (M.), WOEHLING (D.), HALGAND (D.) et LASSUS (P.), 1976.- Utilisation du filet à plancton du type "Bongo".- Cons. Int. Explor. Mer, Comité du Plancton, L : 19.

JOSSI (J.W.), MARAK (R.R.) et PETERSON (H.), 1975.- At-sea data collection and laboratory procedures.- Marmap survey I Manual, Marmap Programm Office, National Marine Fisheries Service édit., Washington.

KUIPERS (B.), 1973.- On the tidal migration of young plaice (*Pleuronectes platessa*). Neth. J. of Sea Research, 6 (3):376-388.

LEBOUR (M.V.), 1928 - The larval stages of the Plymouth Brachyura. Proc. Zool. Soc. London : 473-560.

Lelièvre, S., Verrez-Bagnis, V., Jérôme, M., Vaz, S. 2010. PCR-RFLP analyses of formalin-fixed fish eggs for the mapping of spawning areas in the Eastern Channel and Southern North Sea, Journal of Plankton Research; doi: 10.1093/plankt/fbq067.

Lelièvre S., Jérôme, M., Maes, G., Vaz, S., Sachidhanandam, C., Verrez-Bagnis, V. Molecular validation and comparative mapping of morphologically identified eggs of dab (*Limanda limanda*), flounder (*Platichthys flesus*) and *Trisopterus* sp. From the eastern English Channel and southern North Sea. Accepted in Marine Ecology Progress Series.

Mastail, M., Battaglia, A. 1978. Amélioration de la conservation des pigments du zooplancton. Cons. Inter. Explor. Mer (CIEM), Comité de l'Océanographie biologique, L : 20.

Motoda, S. 1959. Devices of simple plankton apparatus. Memoirs. Faculty of fisheries. Hokkaido University 7, 73-94.

Oberbeckmann, S., Wichels, A., Wiltshire, K.H. and Gerdt, G. (2010) Occurrence of *Vibrio parahaemolyticus* and *Vibrio alginolyticus* in the German Bight over a seasonal cycle. *Antonie Van Leeuwenhoek* **100**, 291-307.

QUILICI, M. L., and ROBERT-PILLOT., A. (2011). Infections à vibrions non cholériques. Elsevier Masson Consult, maladies infectieuses [8-026-F-15].

RIOU P. (1999).- Etude des nourriceries de sole et de plie en Manche Est. Importance écologique de l'estuaire de Seine. Thèse de doctorat, Université de Caen : 117 p.

Russel, F.S. 1976. The Eggs and Planktonic Stages of British Marine Fishes. Academic Press, London-New York-San Francisco, 524 pp.

Smith P.E., Richardson S. 1977. Standard techniques for pelagic fish egg and larval surveys. FAO Fisheries Technics Pap. 175:100 pp.

TIEWS, 1967.- Synopsis of biological data on the common shrimp (*Crangon crangon*) (Linnaeus, 1758) FAO Fish. synops. n°91.

WILHELM., G. (1995). Contribution a l'étude de l'étrille (*Necora puber*) dans le Mor-Braz : données halieutiques, biologiques et pathologiques.