

Surveillance écologique et halieutique du site électronucléaire de Penly

Année 2012
Rapport scientifique annuel



Numéro d'identification du rapport : IFREMER/RBE/HMMN/RHPEB 13-001		Date de publication : mars 2013
Diffusion : libre Validé par : Comité de lecture		Nombre de pages : 159 Bibliographie (Oui / Non) Illustration(s) (Oui / Non) Langue du rapport : français
Version du document : définitif		
Titre et sous-titre du rapport : <i>Surveillance écologique et halieutique du site électronucléaire de Penly</i> <i>Année 2012 - Rapport scientifique annuel</i> <i>Ecological and fisheries monitoring of the Penly nuclear power plant</i> <i>2012 - Annual scientific report</i>		
Auteur(s) principal(aux) : nom, prénom	Organisme - Direction - Service - laboratoire	
Marie-Laure Cochard	IFREMER-RBE-HMMN-RHPEB	
Sylvaine Françoise	IFREMER-ODE-LER-LERN	
Christophe Loots	IFREMER-RBE-HMMN-RHB	
David Devreker	IFREMER-ODE-LER-LERB	
Philippe Monbet	PM Consulting	
Collaborateur(s) : nom, prénom	Organisme - Direction - Service - laboratoire	
Aurore Lejolvivet	IFREMER-ODE-LER-LERN	
Benjamin Simon	IFREMER-ODE-LER-LERN	
Dimitri Huyghe	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-LERB	
Frank Maheux	IFREMER-ODE-LER-LERN	
Ivan Schlaich	IFREMER-RBE-HMMN-RHPEB	
Jérôme Quinquis	IFREMER-RBE-HMMN-RHPEB	
Jean Duytsche	IFREMER-RBE-HMMN-RHBL	
Josselin Caboche	IFREMER-RBE-HMMN-LERBL	
Louis Wilfried	IFREMER-RBE-HMMN-RHBL	
Marie-Andrée Janquin	Station marine de Wimereux	
Mathilde Schapira	IFREMER-ODE-LER-LERN	
Mickael Baheux	IFREMER-RBE-HMMN-RHBL	
Olivier Pierre-Duplessix	IFREMER-ODE-LER-LERN	
Valerie Lefevre	IFREMER-RBE-HMMN-RHBL	
Titre du contrat de recherche :	n° de contrat IFREMER 5100-CTI-42000-131349	
Organisme commanditaire :	Electricité de France (EDF) – Production Transport – C. N. P. E. de Penly BP 854 - 76370 NEUVILLE LES DIEPPE	
Organisme réalisateur :	Institut Français de Recherche pour l'Exploitation de la Mer, IFREMER Rue de l'Île d'Yeu - BP 21105 - 44311 NANTES Cedex 03	
Cadre de la recherche :		
Programme :	Surveillance et évaluation de la qualité du milieu marin	
Projet :	Impact des Grands Aménagements (I.G.A)	
Campagne océanographique : IGA 1-2-3, 2012, NO DELPHY		

Résumé :

La surveillance n° 26 sur le site de PENLY couvre la période de mars à septembre 2012.

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

L'année 2012 est la vingt troisième année de fonctionnement de la centrale.

Abstract :

Monitoring n° 26 of PENLY nuclear power - plant takes into account studies between March and September 2012.

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

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

Mots-clés :

Pélagos - Halieutique - Centrale nucléaire – Surveillance

Keywords :

Pelagos - fishing - Nuclear power plant – Monitoring

Commentaire :

Schlaich I (coordinateur)., Cochard M-L., Devreker.D .,Françoise S., Loots C., Monbet P., 2012.-Surveillance écologique et halieutique du site électronucléaire de Penly, année 2012 – Rapport scientifique annuel. Rapp. IFREMER/RBE/HMMN/RHPEB, mars 2013, 159 p.

Surveillance écologique et halieutique

Site de Penly

mars 2012 - septembre 2012

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	PM Consulting 5 Impasse Huon de Kermadec 29217 PLOUGONVELIN
Laboratoire Départemental Frank Duncombe 1 route Rosel Saint Contest 14053 CAEN Tél. : 02 31 47 19 19	Eurofins IPL Atlantique 1 Rue du Professeur Vèzes 33000 BORDEAUX Tél : 05 56 01 84 00
Station Marine de Wimereux B.P 80 28 Ave FOCH 62930 WIMEREUX Tél. : 03 21 99 29 00	

Convention générale EDF/IFREMER n° C4 S 62 C 5001
Commande EDF-GRPT Normandie n° 5100 – CTI –42000 – 131349

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 2012, objet du présent rapport, est la vingt-troisième année de fonctionnement de la centrale. Les résultats obtenus au cours de cette vingt-sixième année de surveillance contenus dans le rapport concernent l'étude :

- de l'hydrologie et de la microbiologie sous la responsabilité de Philippe MONBET (PM Consulting) ;
- 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 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 Marie-Laure COCHARD.

La coordination a été assurée à la Station IFREMER de Port-en-Bessin par Ivan SCHLAICH . La mise en page de ce rapport a été effectuée par Laurence RAUX .

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

Résumé

L'année 2012 a été caractérisée par des températures de l'air légèrement supérieures aux moyennes mensuelles enregistrées sur la période 1960-2011, alors que les précipitations sont excédentaires et notamment au cours du mois d'octobre qui représente désormais le mois le plus pluvieux depuis 1960.

Les données des paramètres physico-chimiques mettent principalement en évidence un échauffement de l'eau aux abords des bouches de rejets. Les campagnes de 2012 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, les concentrations en trihalométhanes au niveau du point *rejet*, sont deux fois moins importantes que la norme autorisée. Les concentrations en hydrazine et éthylamine sont restées inférieures au seuil de détection de la méthode utilisée par le laboratoire Eurofins, à l'exception des points *contrôle* situés au large et *référence* devant Dieppe en automne où la concentration en hydrazine était de 0,1 et 0,2 mg/L. L'ensemble des autres paramètres présente des valeurs classiquement observées depuis le début de la surveillance du site.

L'année 2012, a été caractérisée par des concentrations en chlorophylle *a* inférieures aux trois années précédentes sur l'ensemble des points échantillonnés. L'abondance minimale de microphytoplancton a été enregistrée cette année au point *contrôle* avec 13500 cellules par litre en septembre. Comme des années précédentes, les diatomées dominent largement la communauté phytoplanctonique. Les valeurs de l'efficacité quantique montrent que les populations phytoplanctoniques sont dans un meilleur état physiologique qu'en 2011.

Les quantités de germes totaux sont à nouveau plus importantes qu'en 2011, elle-même déjà nettement supérieure à l'année précédente. C'est au printemps en particulier et sur l'ensemble des points de surveillance, que l'on observe les plus fortes quantités mesurées depuis 1991. Les variations d'abondance de germes revivifiables sont relativement faibles cette année. Les résultats 2012 confirment la domination depuis 1999, de l'espèce *Vibrio alginolyticus* dans les peuplements de vibrios halophiles sur le site de Penly.

Dans le compartiment zooplanctonique, les valeurs de biomasse sestonique observées lors des campagnes de mars et juin sont dans la moyenne des valeurs enregistrées depuis 1987. La plus forte abondance zooplanctonique a été constatée en juin au point *contrôle* ce qui constitue l'une des plus fortes abondances depuis 25 ans. Sur l'ensemble des points échantillonnés le méroplancton est toujours une composante importante du zooplancton total. L'holoplancton étant quant à lui toujours largement représenté par les copépodes.

En 2012, sur les quatre espèces ciblées de l'ichtyoplancton, seules la sole et le sprat étaient abondants sur le site du CNPE de Penly. Ce sont deux espèces dont les stades sont bien représentés sur ce site contrairement à la sardine et à la limande dont la présence peut être considérée comme anecdotique. Il faut noter, cette année encore une quantité non négligeable d'œufs et de larves d'autres espèces présentes dans les échantillons collectés.

Pour la macrofaune, les indices de juvéniles de soles, plies et limandes sont dans l'intervalle des valeurs enregistrées depuis le début de l'étude du site. La densité globale en crevettes grises estimée en 2012 est parmi les plus faibles valeurs observées depuis le début de l'étude.

A partir de l'étude des paramètres suivis en 2012 et de ceux étudiés depuis le début de la surveillance écologique du site de Penly, nous ne pouvons pas conclure à l'existence d'un déséquilibre du milieu qui soit lié à l'activité du CNPE.

Sommaire

1	<i>Généralités</i>	1
1.1	Introduction	3
1.2	Géographie	3
1.3	Géologie	4
1.4	Hydrographie continentale	5
1.5	Hydrographie marine	6
1.6	Climatologie	7
1.7	Température de l'eau de mer	14
1.8	Travaux réalisés par l'IFREMER	18
2	<i>Le domaine pélagique</i>	19
2.1	Hydrologie	21
2.2	Phytoplancton	51
2.3	Microbiologie	77
2.4	Zooplancton	93
3	<i>Le domaine halieutique</i>	111
3.1	Ichtyoplancton	113
3.2	Macrofaune halieutique	126
3.3	Conclusion	134
3.4	Annexes	136
4	<i>Conclusions</i>	147
5	<i>Bibliographie</i>	157

1. Généralités

Rédaction

Philippe Monbet (PM Consulting)

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 du CNPE 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^{er} et 2^{ème} 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 de la centrale sur le milieu marin (étude de surveillance). Ce rapport présente les résultats scientifiques concernant la 23^{ème} année (2012) depuis la mise en service du CNPE de Penly (1990).

1.2. Géographie

Le CNPE de Penly est située sur le littoral normand (Fig. 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).

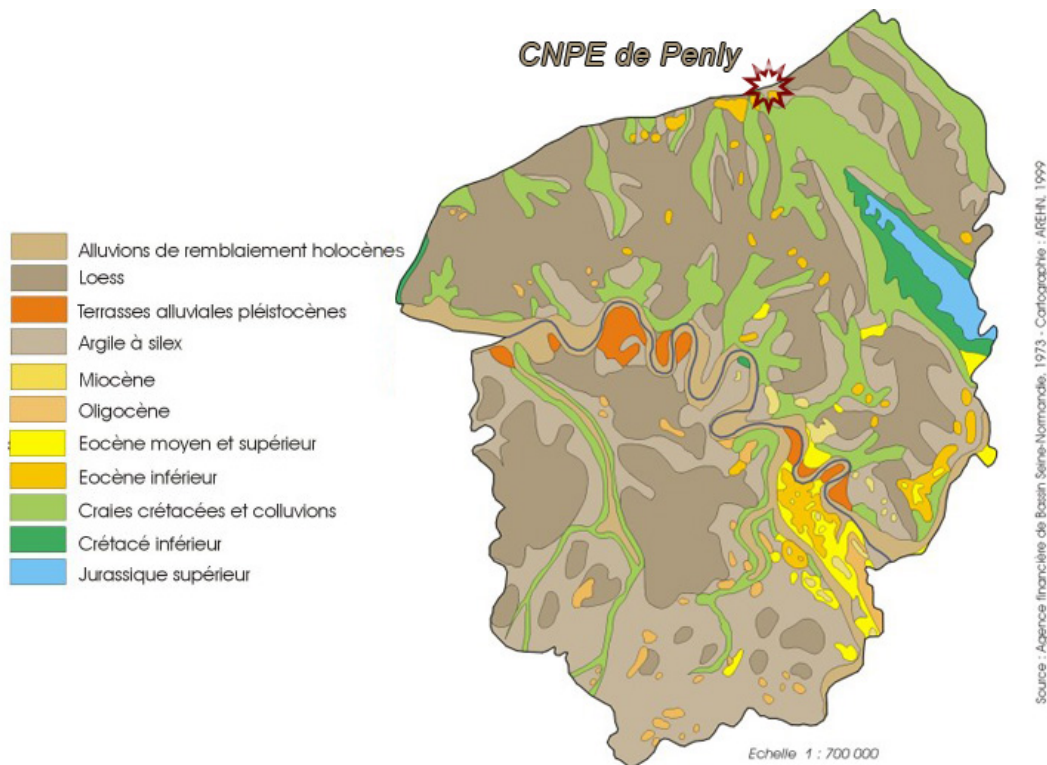


Figure 1.2 : Carte géologique de la région 'Haute-Normandie'

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 de la centrale 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.

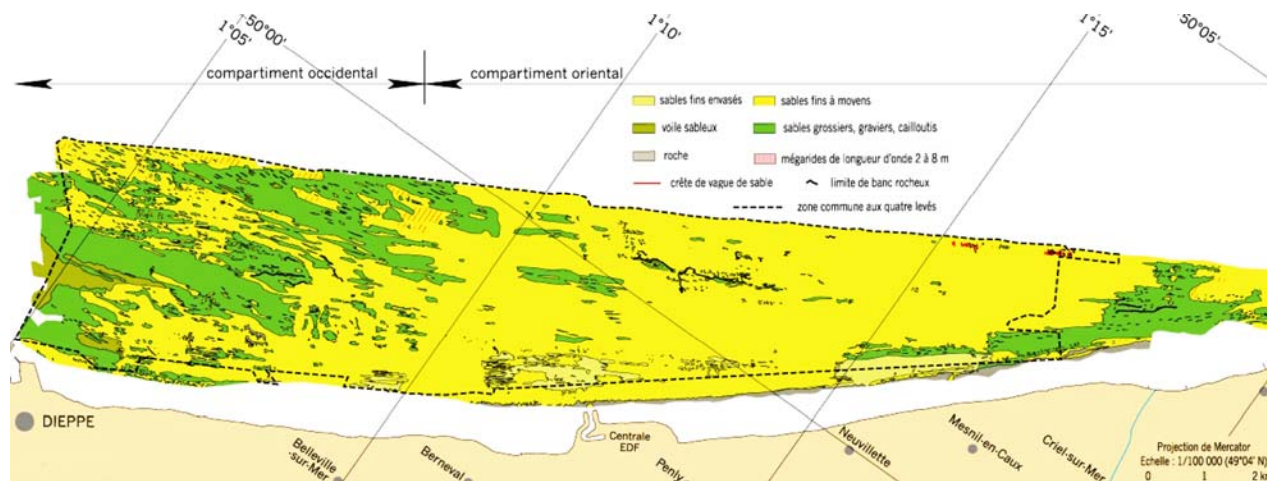


Figure 1.3 : Caractéristiques des sédiments marins autour de la centrale de Penly (Drévès *et al.* 2002)

Entre 1988 et 2008, une étude dédiée au benthos et aux sédiments marins est réalisée sur la zone proche de la centrale de Penly a été réalisée tous les quatre ans. La dernière campagne s'est déroulée du 4 au 12 mai 2008 (Bencaux). 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). La fréquence de cette étude est désormais portée à 6 ans. La prochaine étude aura donc lieu en 2014.

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 souterraine, si la craie affleure. Ce phénomène donne naissance aux vallées sèches.

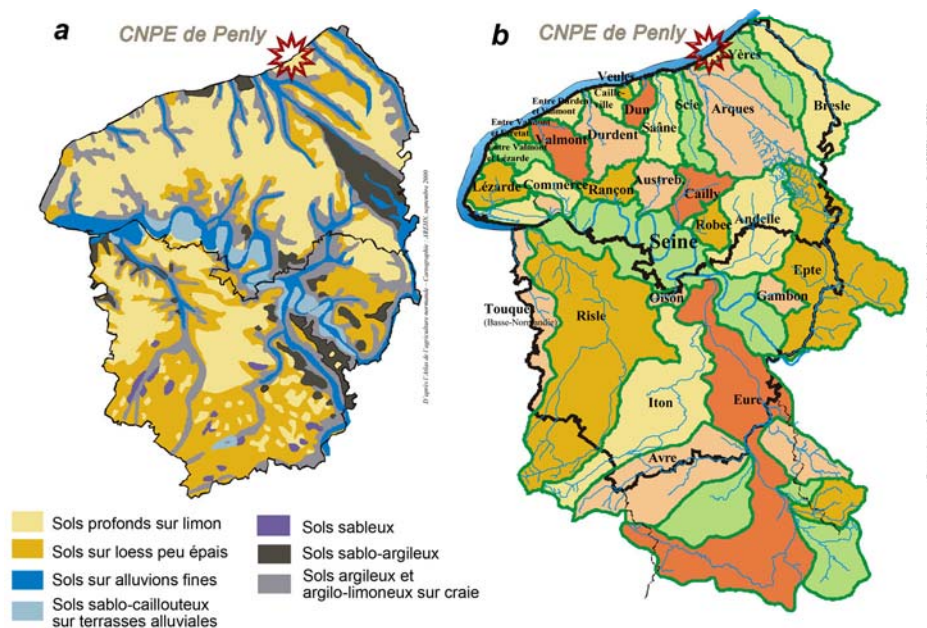


Figure 1.4 : Nature du sol (a) et fleuves et bassins versants (b) de la région Haute-Normandie

1.5. Hydrographie marine

1.5.1. 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

1.5.2. Courants

On distingue les courants périodiques et les courants apériodiques. Les courants périodiques sont essentiellement les courants de marée alternatifs et parallèles à la côte. 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).

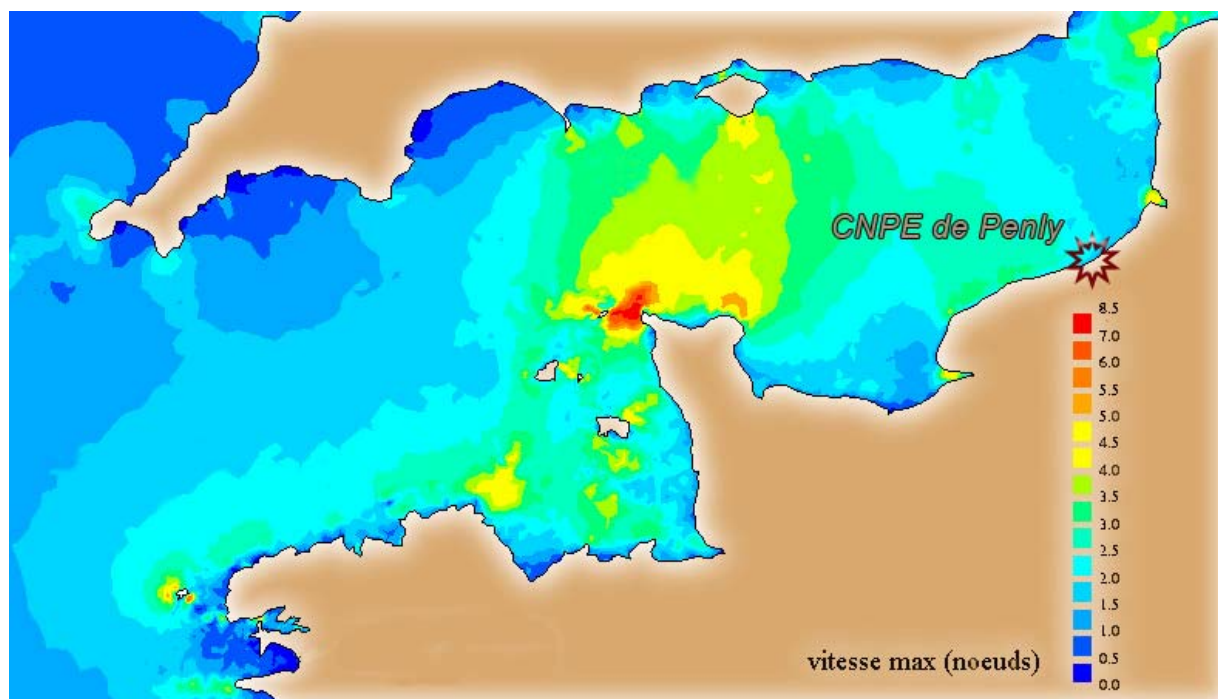


Figure 1.5 : Vitesse de courants de marée maximal en Manche (Source SHOM)

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).

1.5.3. 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 la centrale de Paluel. 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.

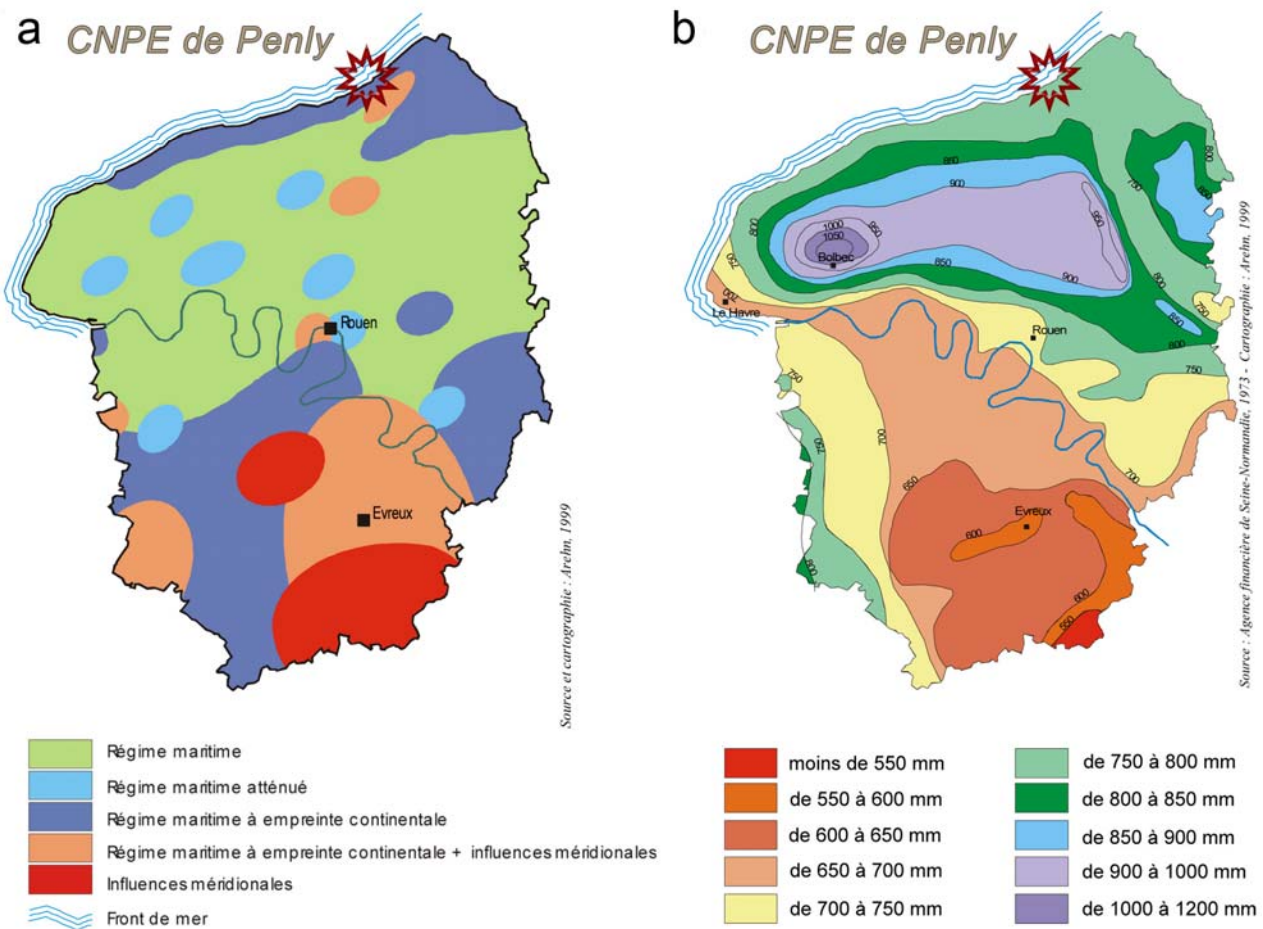


Figure 1.6 : Situation climatologique (a) et pluviométrie moyenne annuelle (b) de la région Haute-Normandie sur 30 ans

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 1950, la quantité de pluie annuelle cumulée présente des variations avec des cycles de 3 à 5 ans (figure 1.7). Ces cycles, mieux représentés par la moyenne mobile sur 5 ans, semblent mettre en évidence une augmentation de leur fréquence sur les derniers quinze années. Le niveau global des précipitations en 2012 est de 916 mm (estimation). A titre comparatif, le niveau des pluies cumulées en 2011 était de 708 mm.

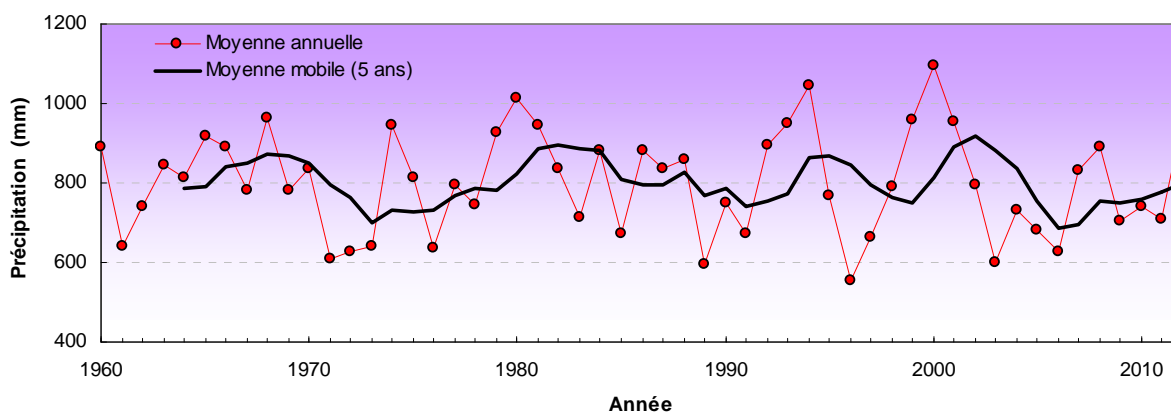


Figure 1.7 : Pluie moyenne annuelle à Dieppe depuis 1960 et moyenne mobile sur cinq ans

La moyenne de précipitations annuelles entre 1960 et 2012 est de 801 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 2012 l'excédent pluviométrique par rapport à la moyenne est d'environ 167 mm (figure 1.8).

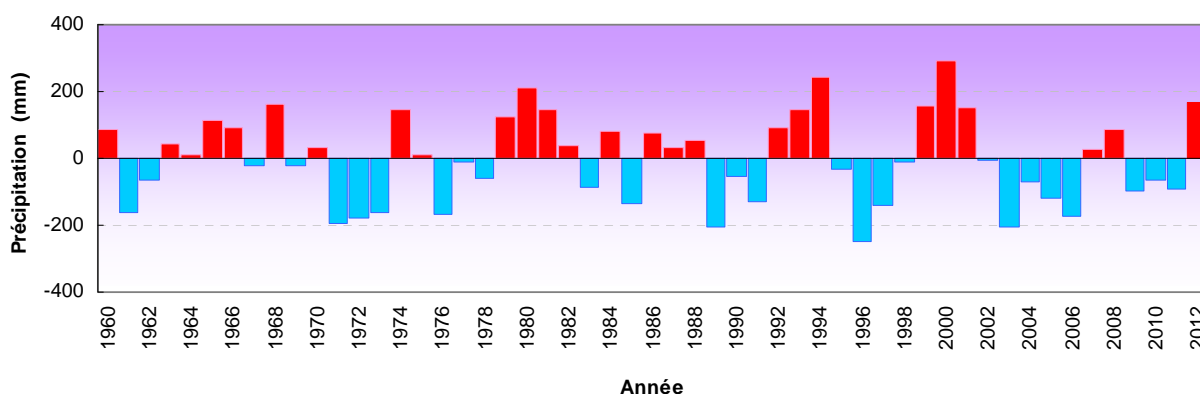


Figure 1.8 : Écarts annuels de pluie à la moyenne 1960-2012

Le découpage des précipitations par périodes quinquennales présente une alternance des cycles qui oscillent autour de la moyenne, suivi d'une augmentation générale des valeurs à partir des années 1975 (figure 1.9) avec une faible décroissance depuis 1980. Les périodes décennales marquent davantage cette tendance. La dernière moyenne décennale est légèrement supérieure à la moyenne établie sur la période 1960-2012.

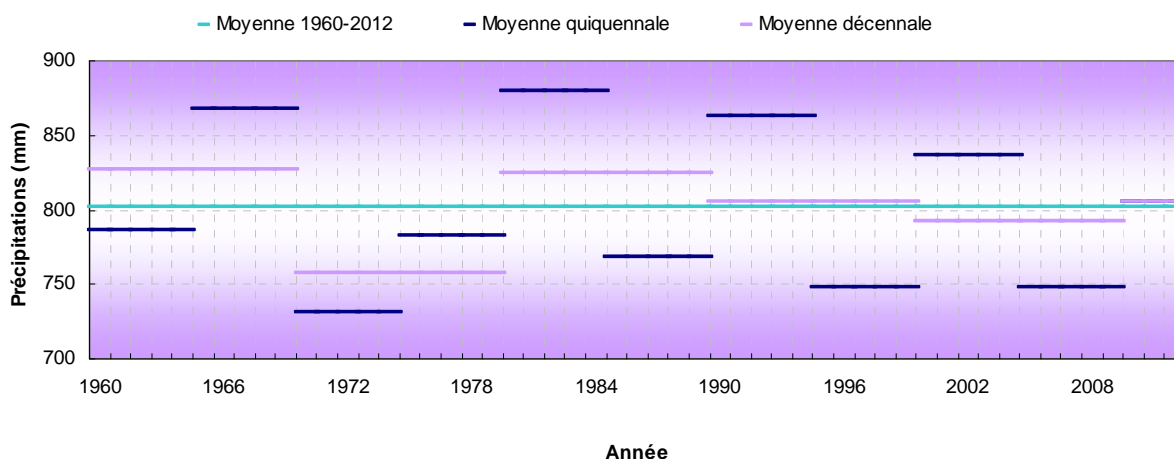


Figure 1.9 : Valeurs moyennes de précipitations à Dieppe par période quinquennale (trait bleu) et décennale (trait mauve). Le trait vert représente la moyenne sur la période 1960-2012

La figure 1.10 présente les hauteurs de précipitations mensuelles en 2012 et pour la période 1960-2011. En 2012, ces cumuls moyens mensuels oscillent au cours de l'année. Par rapport à la moyenne 1960-2011, ils sont nettement déficitaires de janvier à mars, puis en mai et août. Les cumuls sont largement excédentaires en avril, juin-juillet, octobre et décembre. Au cours du mois d'octobre, le cumul dépasse la valeur maximale atteinte entre 1960 et 2011 (209 mm en 1980).

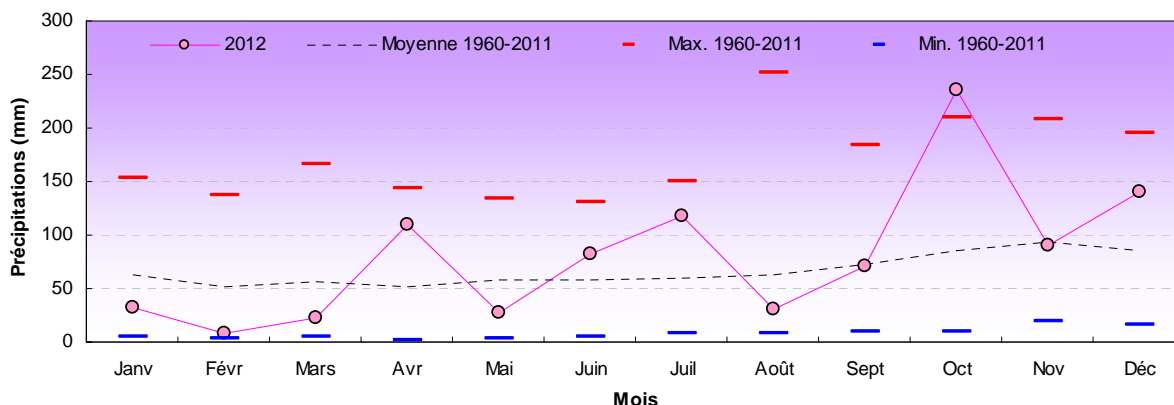


Figure 1.10 : Hauteur de précipitations mensuelles à Dieppe en 2012 et au cours de la période 1960-2011

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). Toutefois depuis 2008, cette tendance semble s'estomper. 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 2012 a été de 11,1°C.

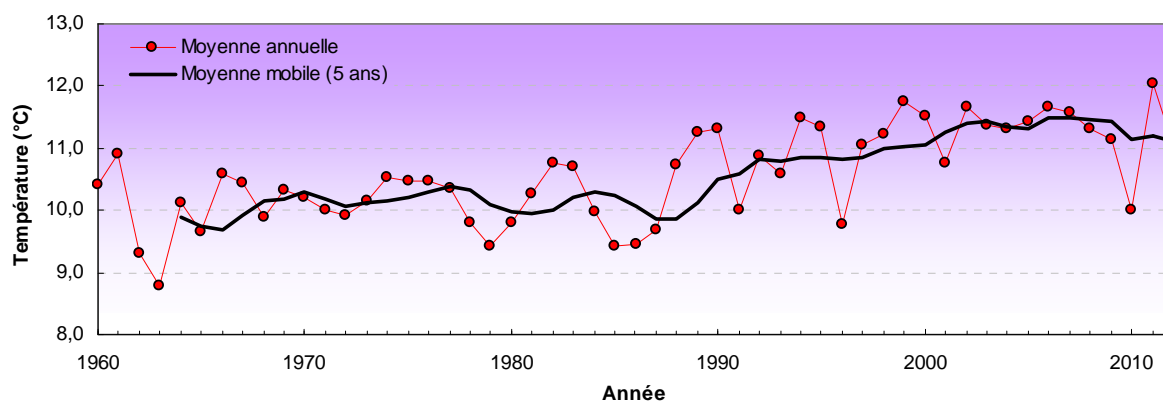


Figure 1.11 : Température moyenne annuelle à Dieppe depuis 1960 et moyenne mobile sur cinq ans

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 2012, l'écart thermique à la moyenne est positif (+0,5 °C).

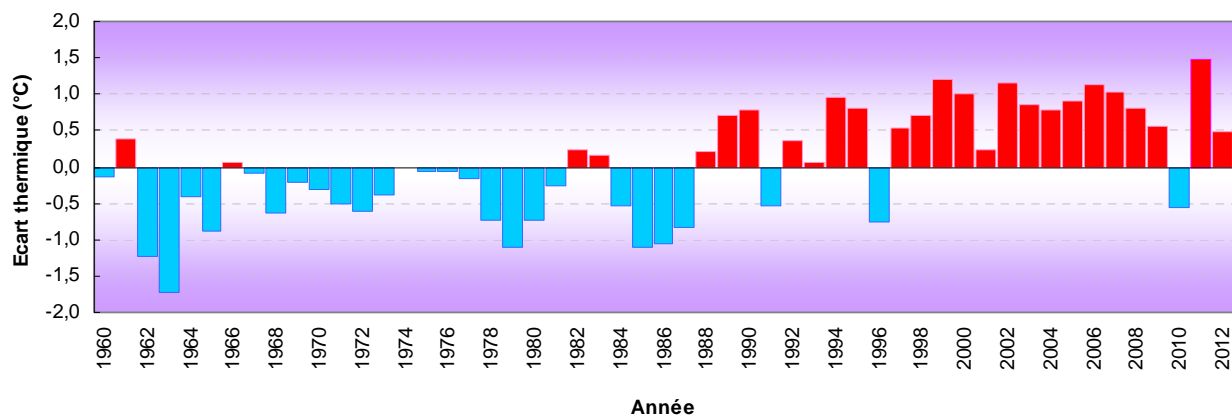


Figure 1.12 : Écarts annuels de température à la moyenne 1960-2012

L'évolution des découpages en périodes quinquennales ou décennales met en évidence l'augmentation moyenne de la température à partir des années 1990 (figure 1.13). A partir de cette date, les moyennes quinquennales et décennales deviennent supérieures à la moyenne établie sur la période 1960-2012. En 2012, la température moyenne annuelle (11,1 °C) reste légèrement supérieure à celle établie sur la période 1960-2012 (10,6°C).

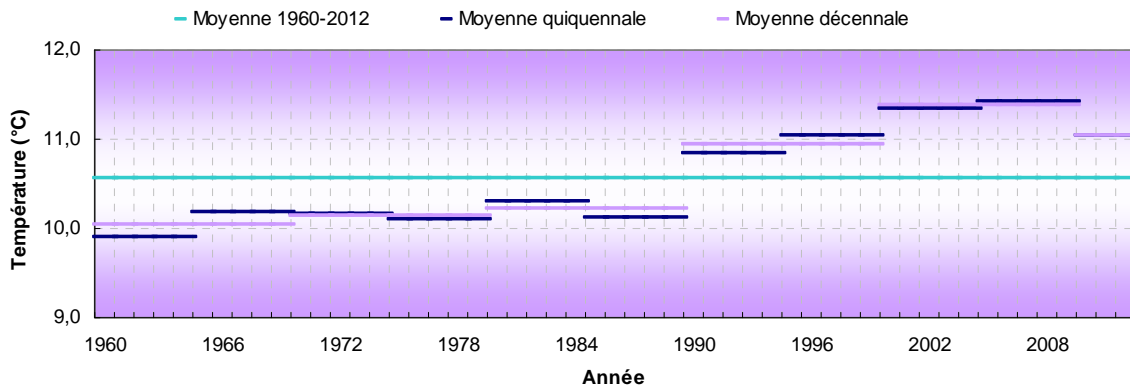


Figure 1.13 : Valeurs moyennes de température de l'air à Dieppe par période quinquennale (trait bleu) et décennale (trait mauve). Le trait vert représente la température moyenne de la période 1960-2012

En 2012, l'année a été caractérisée par des températures plutôt douces en janvier, mars, août et décembre. A l'inverse, les températures étaient plutôt froides en février. Le reste de l'année, les températures moyennes mensuelles sont restées sensiblement supérieures mais très proches de la moyenne établie sur la période 1960-2011 (figure 1.14).

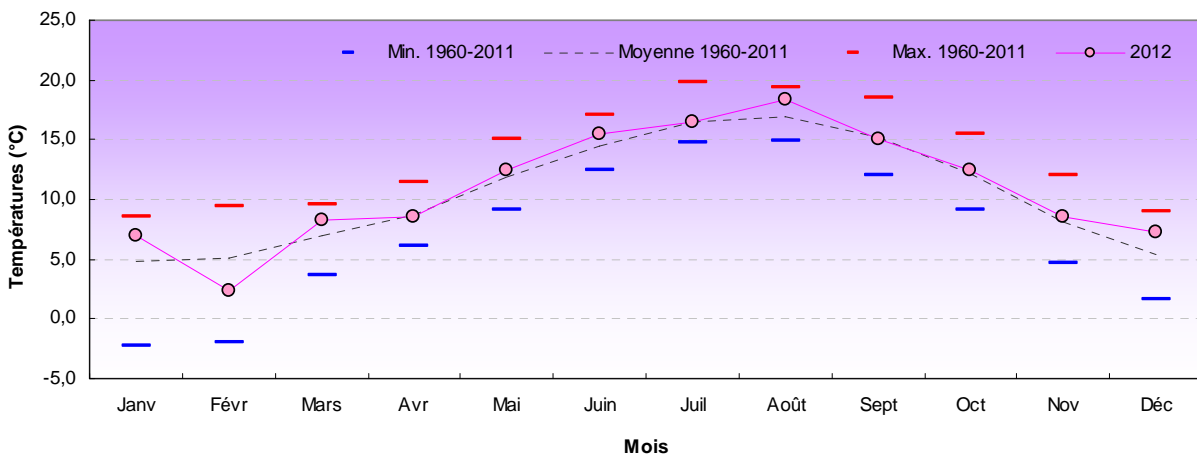


Figure 1.14 : Température moyenne mensuelle de l'air à Dieppe en 2012 et au cours de la période 1960-2011

1.6.4. Débit des fleuves

Le pic hivernal du débit de la Seine se situe au mois de janvier, comme l'année précédente (figure 1.15a). Les débits moyens mensuels observés en 2012 sont en dessous de moyenne établie sur la période 1941-2011, de février à avril et en septembre. Des maxima relatifs supérieurs à $600 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ont été observés en mai et décembre.

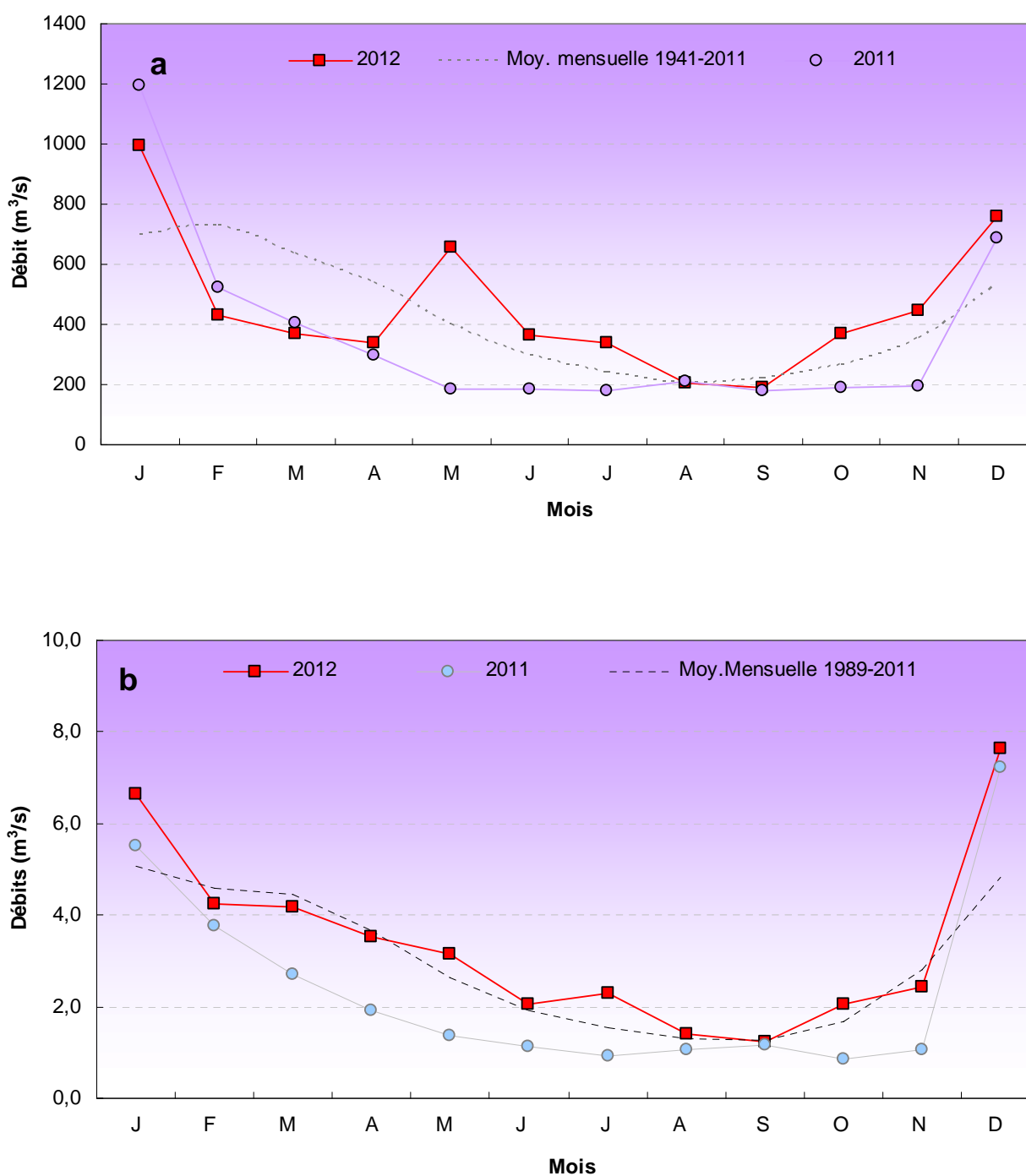


Figure 1.15 : Débit mensuel moyen de : a) Seine (à Vernon) en 2011 et 2012 et moyenne de la période 1941-2011, b) Béthune en 2011 et 2012 et moyenne de la période 1989-2011

Bien que largement inférieur, le débit de la Béthune suit des variations relativement similaires à celui de la Seine (figure 1.15b). Les débits enregistrés en 2012 sont supérieurs à ceux de 2011. Ils ne sont cette année en dessous de la moyenne calculée sur la période 1989-2011 que de février à avril ainsi qu'en novembre.

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 novembre pour la tranche 1 et de début avril à début août pour la tranche 2 (figure 1.16).

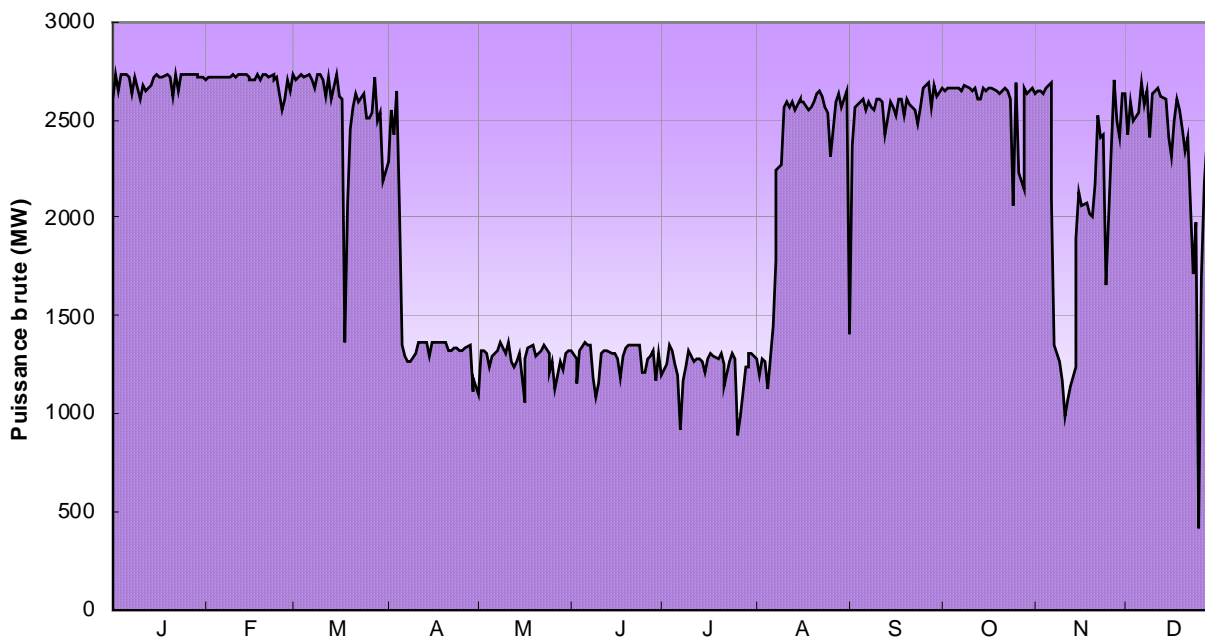


Figure 1.16 : Puissance brute des deux tranches de la CNPE de Penly au cours de l'année 2012

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 1991-2011.

Au cours du mois de janvier 2012, la température observée au canal d'amenée est largement supérieure à la moyenne des températures enregistrées au premier trimestre. L'inverse est observé en février avec des températures largement inférieures à la moyenne. Durant le reste de l'année, l'écart à la moyenne est plus faible et la température au canal est proche et oscille autour de la moyenne établie sur la période 1991-2011.

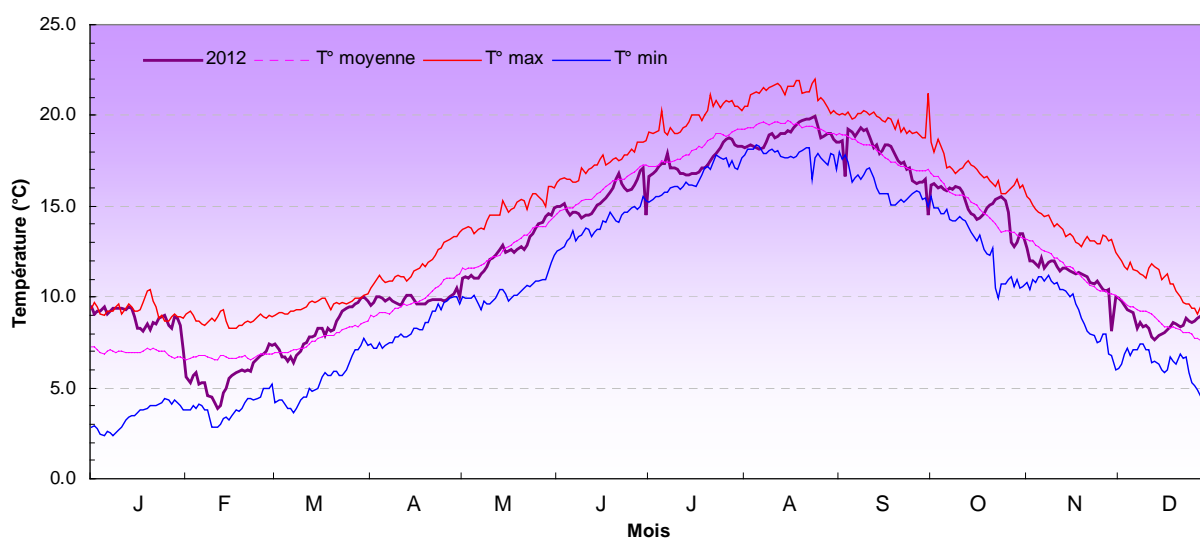


Figure 1.17 : Évolution de la température journalière de l'eau de mer (entrée condenseur) du CNPE de Penly au cours de l'année 2012 et moyenne journalière sur la période 1991-2011

Les valeurs des températures de l'air mesurées à Dieppe (fournies par Météo France pour l'année 2012) et celles de l'eau de mer fournies par EDF présentent des variations similaires. Il existe d'ailleurs une corrélation linéaire significative ($n=12$; $r^2=0,93$; $p<0,005$) entre la température de l'air et celle de la colonne d'eau (figure 1.18).

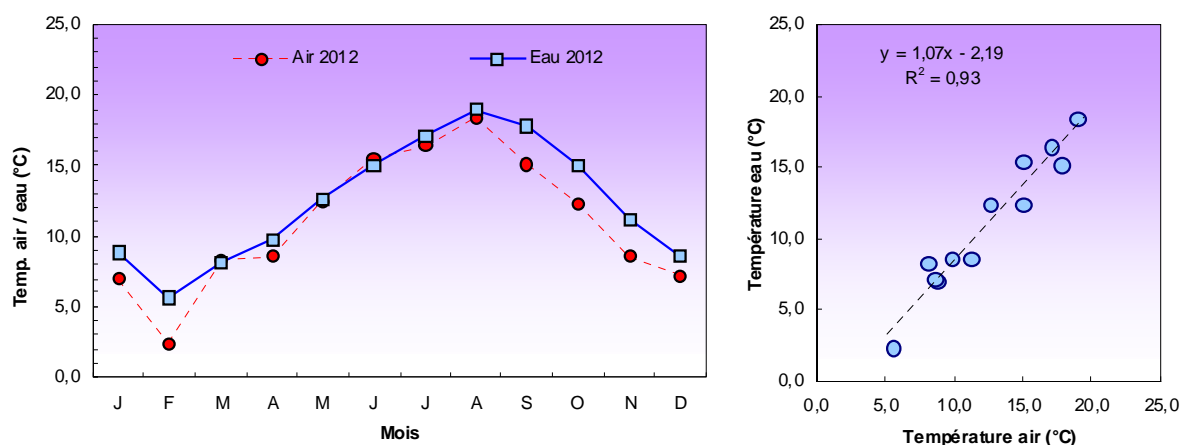


Figure 1.18 : Évolution des températures moyennes mensuelles de l'air à Dieppe et de l'eau de mer (entrée condenseur) en 2012 au CNPE de Penly

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.

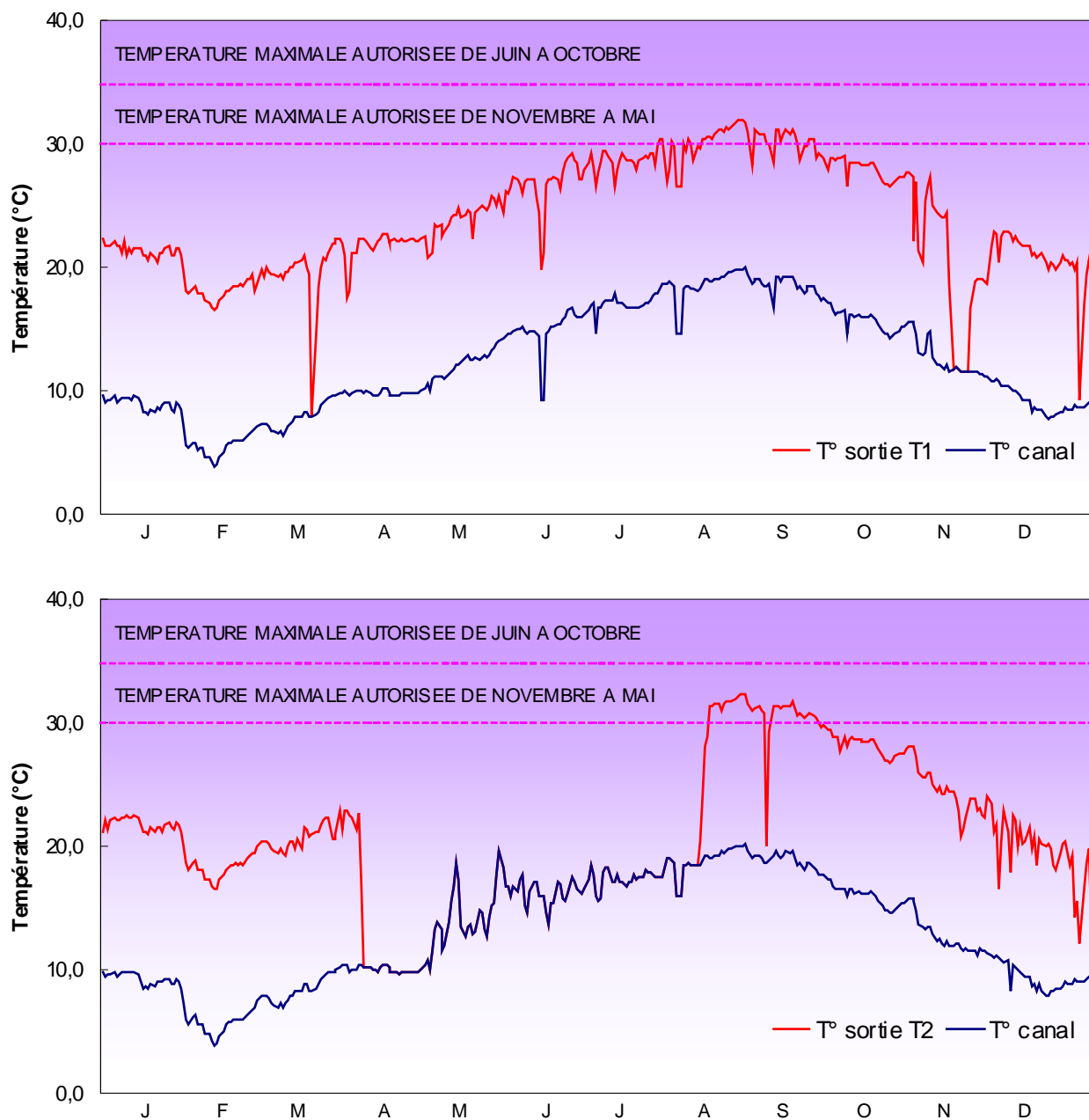


Figure 1.19 : Températures journalières de l'eau de mer à l'entrée "côté canal" et à la sortie des condenseurs pour chacune des deux tranches du CNPE de Penly en 2012

L'écart de température journalier moyen de l'eau de mer mesurée entre l'entrée et la sortie de chaque condenseur est présenté sur la figure 1.20. Les variations de cet écart thermique sont similaires à celles de la puissance brute produite (figure 1.16).

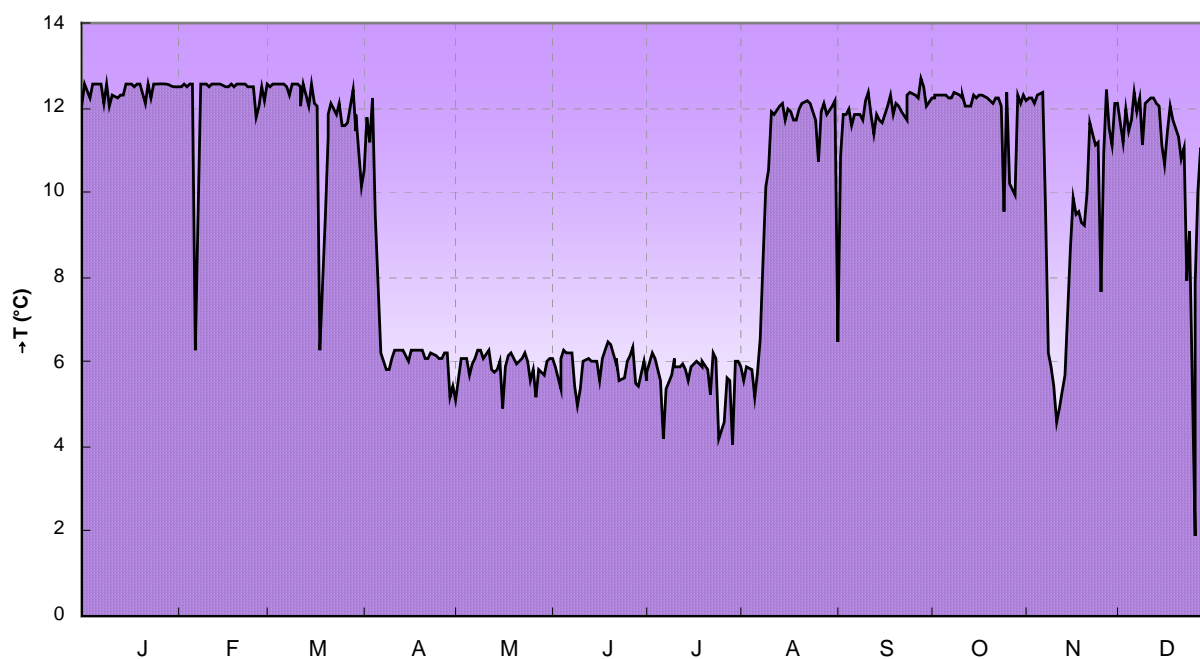


Figure 1.20 : Écarts journaliers moyens de température entre la sortie des deux condenseurs et les canaux d'amenée au cours de l'année 2012

1.8. Travaux réalisés par l'Ifremer

La liste de l'ensemble de travaux réalisés pour la surveillance écologique et halieutique en 2012 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 ECOLOGIQUE	Température Salinité NH ₄ , NO ₃ , NO ₂ , PO ₄ , SiOH Turbidité	1	1	1	1	
1.1. Domaine pélagique						
1.1.1. Hydrologie	Tribromométhane					28 / 3
	Dibromomonochloro-méthane		1			29 / 6
	Dichloromonobromo-méthane					28 / 9
	Trichlorométhane					
	Hydrazine, Ethanolamine	1	1	1	1	
	Chlorophylle et phaéopigments	1	1	1	1	30 / 3
1.1.2. Phytoplancton	Production primaire potentielle	3	3	3	3	30 / 6
	Détermination et comptage	1	1	1	1	22 / 9
	Poids sec, carbone, azote	1 WP2 filtré	1 WP2 filtré	1 WP2 filtré	1 WP2 filtré	30 / 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	30 / 6 22 / 9
	Dénomb. des germes totaux	2	2	2	2	28 / 3
1.1.4. Microbiologie	Dénomb. des germes revivifiables	2	2	2	2	29 / 6
	Ident. vibrions halophiles	2	2	2	2	28 / 9
2. SURVEILLANCE HALIEUTIQUE	Température - Salinité					28 / 3
2.1. Hydrologie et Ichtyoplancton	oeufs et larves de sole, limande, sprat et sardine	2 Echantillons bongo	2 Echantillons bongo	2 Echantillons bongo	-	30 / 4 14 / 5 29 / 5
2.2 Macrophaune Halieutique	- poissons plats - autres espèces (crevette grise, étrille, hareng, merlan, tacaud, sprat, sardine) -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				27 - 30 / 8

Tableau 1.2 : Récapitulatif des travaux réalisés au cours de l'année 2012 pour la surveillance écologique du CNPE de Penly

2. Le domaine pélagique

Chapitre Hydrologie

Rapport

Philippe Monbet (PM Consulting),

Prélèvements et Analyses

Sylvaine Françoise (LERN),

Frank Maheux (LERN),

Mathilde Schapira (LERN),

Olivier Pierre-Duplessix (LERN),

Emilie Rabiller (LERN)

Benjamin Simon (LERN)

2.1. Hydrologie

2.1.1. Méthode

2.1.1.1. 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 28 mars, 29 juin et 28 septembre 2012 à bord du navire océanographique *NO DELPHY*.

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

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

Tous les points ont été échantillonnés en surface.

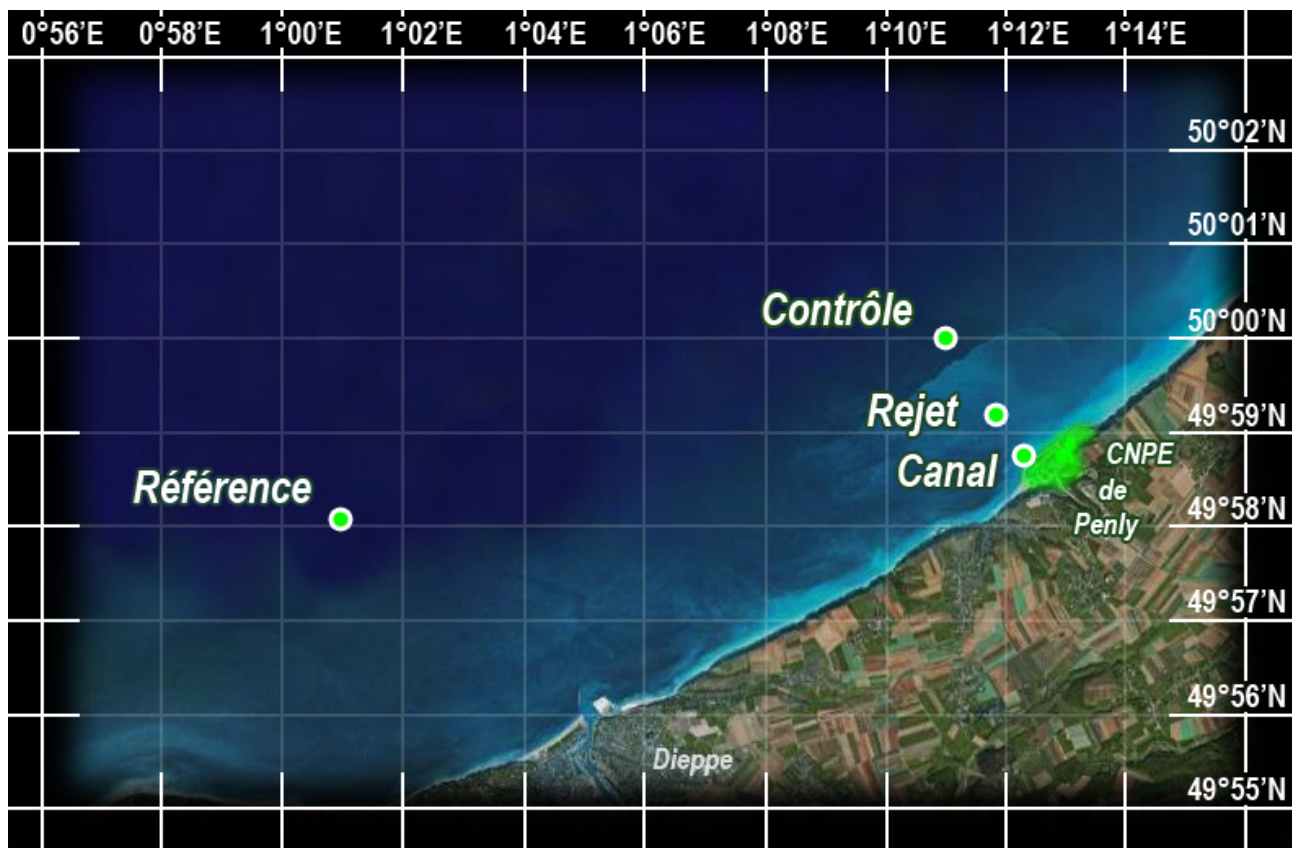


Figure 2.1 : Situation géographique de la centrale et localisation des points de prélèvements

2.1.1.2. Paramètres mesurés et précisions

Les paramètres mesurés dans le cadre de la surveillance hydrologique sont la température, la salinité, la turbidité, les sels nutritifs (nitrate, nitrite, ammonium, phosphate et silicate), le bromoforme, l'hydrazine et l'éthanolamine. Les méthodes d'échantillonnage et d'analyse de ces différents paramètres sont présentées dans l'ouvrage intitulé "*Hydrologie des écosystèmes marins, paramètres et analyses*" d'Aminot et Kérouel (2004). Les analyses ont été réalisées à la station de l'IFREMER de Port en Bessin. La température et la salinité sont mesurées à l'aide d'une sonde YSI 600 QS. La turbidité a été mesurée à l'aide d'un turbidimètre Eutech instruments TN10. Les concentrations d'hydrazine et d'éthanolamine ont été déterminées par chromatographie liquide haute performance (CLHP) par le laboratoire Eurofins de Bordeaux. Les précisions sur ces analyses sont présentées dans le tableau 2.1. Le suivi de ces paramètres hydrologiques a été complété par des mesures de concentration en trihalométhanes, réalisées au Laboratoire de Rouen, par chromatographie en phase gazeuse selon la norme NF ISO 10301.

	Temp. (°C)	Salinité	NO ₃ ⁻ (µM)	NO ₂ ⁻ (µM)	NH ₄ ⁺ (µM)	P0 ₄ ³⁻ (µM)	Si(OH) ₄ ⁻ (µM)	MES (mg L ⁻¹)
Précision	± 0,01	± 0,01	± 0,1	± 0,01	± 0,005	± 0,01	± 0,05	± 0,1

Tableau 2.1 : Précision des analyses

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 2012, avec leur variabilité saisonnière et spatiale. Les histogrammes et les boîtes à moustaches présentent l'ensemble des données acquises depuis 1989. L'utilisation de la médiane dans les boîtes à moustaches permet de minimiser l'influence des valeurs extrêmes par rapport à la moyenne. Les résultats 2012 sont présentés avec une couleur différente par rapport aux années précédentes. Pour chaque paramètre et pour chaque point, les histogrammes sont groupés par campagne (printemps, été ou automne).

2.1.1.4. Traitement statistique des données

Un traitement statistique a été réalisé sur l'ensemble des paramètres étudiés entre 1989 et 2012. 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 2012

Les résultats acquis au cours des différentes campagnes de surveillance pour l'année 2012 sur le site de Penly sont présentés dans le tableau 2.2 ci-dessous.

	<i>Canal</i>	<i>Rejet</i>	<i>Contrôle</i>	<i>Référence</i>	
28 MARS	<i>Température (°C)</i>	9,97	12,5	9,20	8,30
	<i>Salinité</i>	33,9	34,1	34,4	35,0
	<i>Turbidité (NFU)</i>	4,10	4,40	3,60	4,00
	<i>Nitrate (µM)</i>	10,80	10,80	9,64	14,86
	<i>Nitrite (µM)</i>	0,20	0,20	0,18	0,14
	<i>Ammonium (µM)</i>	0,28	0,26	0,31	0,50
	<i>Phosphate (µM)</i>	0,12	0,13	0,09	0,30
	<i>Silicate (µM)</i>	0,96	1,00	0,75	2,12
	<i>Bromoforme (µg L⁻¹)</i>	---	1,10	---	---
	<i>Hydrazine (mg L⁻¹)</i>	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
	<i>Ethanolamine (mg L⁻¹)</i>	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
	29 JUIN	<i>Température (°C)</i>	16,7	19,1	15,9
<i>Salinité</i>		33,4	33,4	33,6	33,5
<i>Turbidité (NFU)</i>		22,5	12,2	1,40	2,60
<i>Nitrate (µM)</i>		9,08	9,29	7,58	9,05
<i>Nitrite (µM)</i>		0,31	0,23	0,18	0,19
<i>Ammonium (µM)</i>		1,09	0,73	0,31	0,32
<i>Phosphate (µM)</i>		0,15	0,10	0,05	0,05
<i>Silicate (µM)</i>		5,68	5,71	2,60	2,82
<i>Bromoforme (µg L⁻¹)</i>		---	3,40	---	---
<i>Hydrazine (mg L⁻¹)</i>		<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
<i>Ethanolamine (mg L⁻¹)</i>		<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
28 SEPTEMBRE		<i>Température (°C)</i>	16,0	19,9	16,5
	<i>Salinité</i>	34,4	34,3	34,8	34,6
	<i>Turbidité (NFU)</i>	39,8	34,2	2,51	4,80
	<i>Nitrate (µM)</i>	---	11,96	9,95	11,98
	<i>Nitrite (µM)</i>	---	0,34	0,25	0,32
	<i>Ammonium (µM)</i>	1,78	1,62	0,88	1,57
	<i>Phosphate (µM)</i>	---	0,58	0,41	0,49
	<i>Silicate (µM)</i>	12,70	12,30	8,23	10,60
	<i>Bromoforme (µg L⁻¹)</i>	---	4,00	---	---
	<i>Hydrazine (mg L⁻¹)</i>	<0,1	<0,1	0,20	0,1
	<i>Ethanolamine (mg L⁻¹)</i>	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1

Tableau 2.2 : Récapitulatif des résultats de surveillance pour l'année 2012

2.1.2.1. Température

2.1.2.1.a. Variations spatiales et saisonnières de la température en 2012

Au cours des campagnes de surveillance 2012, la température de l'eau de mer a varié de 9,97 à 16,7 °C au point *canal*, de 12,5 à 19,9 °C au point *rejet*, de 9,20 à 16,5 °C au point *contrôle* et de 8,30 à 16,5 °C au point *référence* (figure 2.2).

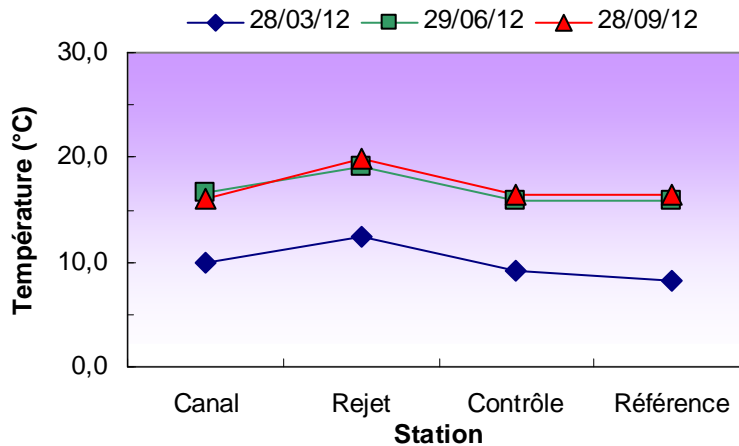


Figure 2.2 : Température de l'eau de surface en 2012

Les températures aux différents points de surveillance augmentent de mars à juin puis restent constantes jusqu'en septembre. Au cours de chaque saison, les maxima sont toujours observés au point *rejet*. Par ailleurs, les températures au point *canal*, ont été supérieures à celles des points *contrôle* et *référence* au printemps et en été.

L'écart thermique annuel moyen correspond à la moyenne des différences de température entre les mois de mars et septembre 2012. Sur l'ensemble des points, il a été de 7,23 °C en moyenne et est donc proche de ceux observés en 1993 et 1990 (6,93 et 6,91°C). Cet écart moyen s'inscrit dans la gamme inférieure 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.

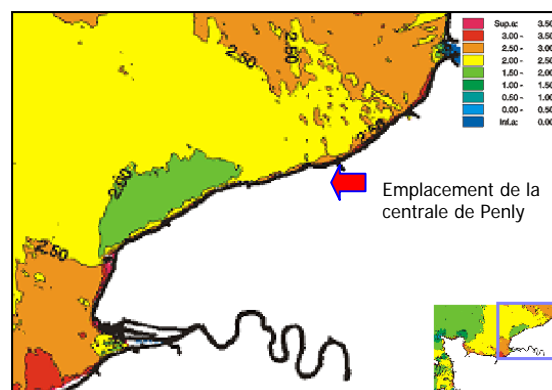


Figure 2.3 : Évolution spatiale du paramètre de stratification (H/u^3) en Manche réalisée à l'aide du modèle hydrodynamique *Mars 2D* d'IFREMER (Lazure, *comm. pers.*)

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 la centrale 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.b. Variations inter-annuelles

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

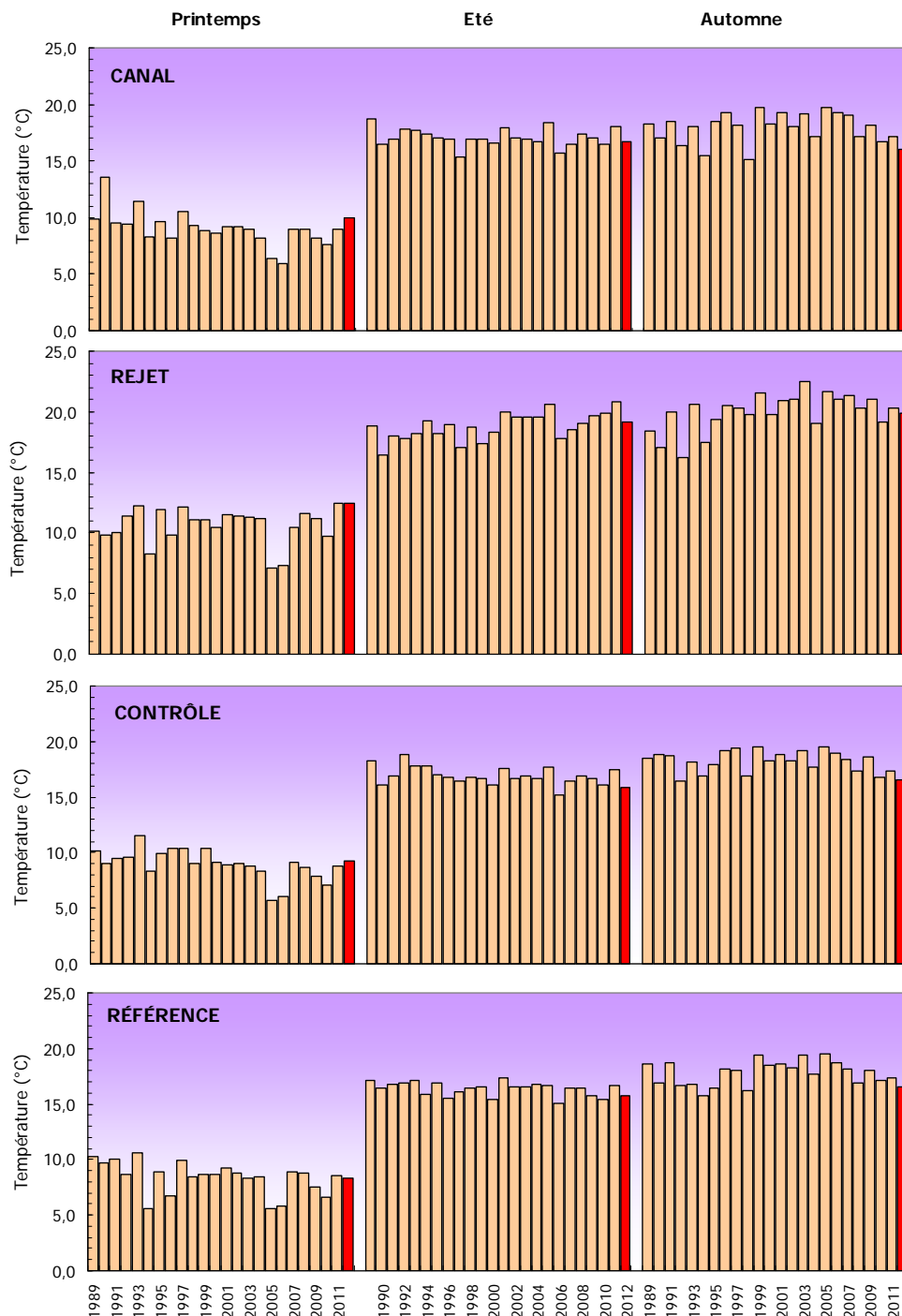


Figure 2.4 : Température de l'eau de surface pour les campagnes de 1989 à 2012 (2012 en rouge)

En 2012, les températures ont généralement été supérieures à celles de 2011 au printemps sur tous les points, à l'exception du point *référence*. Sur tous les points de surveillance et au cours de l'été et l'automne, les températures de 2012 ont été systématiquement inférieures à celles de l'année passée. Dans l'ensemble, les températures mesurées en 2012 restent généralement comprises dans la gamme de valeurs observées depuis 1989, à l'exception de la température au point *rejet* qui est au printemps 2012 la plus forte mesurée depuis le début de la surveillance.

La figure 2.5 compare les distributions de températures obtenues depuis 24 ans par saison et par point. En 2012 sur tous les points, les températures sont généralement supérieures aux températures médianes pluriannuelles au printemps et inférieures à ces médianes le reste de l'année. Au printemps, la figure 2.5 illustre bien la présence d'un nouveau maximum de température au point *rejet*. Par ailleurs en automne, les valeurs de températures sont assez proches des minima de la période de surveillance pour les points *canal*, *contrôle* et *référence*.

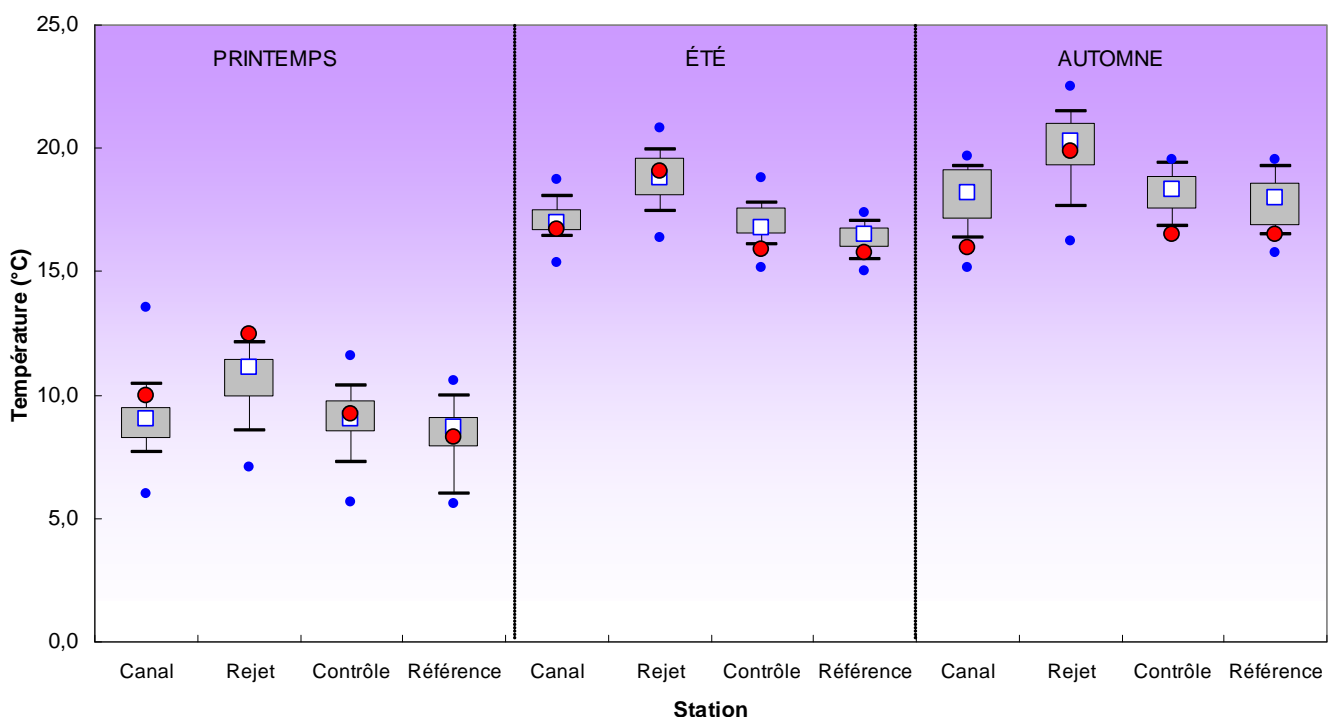


Figure 2.5 : Distributions de la température par saison et par station depuis 1989. Le point central représente la médiane (□) ; la boîte englobe 50 % des valeurs (▭) ; les moustaches, 80 % des valeurs (┘). Les points extrêmes, présentent les valeurs maximales et minimales (•). Le point rouge représente la valeur obtenue en 2012 (●)

Marcos et Dribault (1994) et plus récemment EDF (2010) ont modélisé le panache thermique du CNPE de Penly (modèle TELEMAC-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 km² 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 2012 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) 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.c. Écarts thermiques du rejet et taux de dilution

Sur l'ensemble des campagnes de 2012, les différences de température enregistrées entre le point *rejet* et les autres points *canal*, *référence* et *contrôle* ont été respectivement, de 2,94, 3,63 et 3,30 °C en moyenne sur l'année. Le détail des écarts thermiques mesurés entre le point *rejet* et les autres points est présenté sur la figure 2.6. En 2012, l'écart est régulièrement supérieur à 3 °C et dépasse même 4°C en automne entre les points *rejet* et *référence*. Comme depuis 2008, ils sont toujours supérieurs aux médianes pluriannuelles. En automne en particulier, c'est le plus fort écart observé depuis le début du programme de surveillance entre les points *rejet* et *référence*.

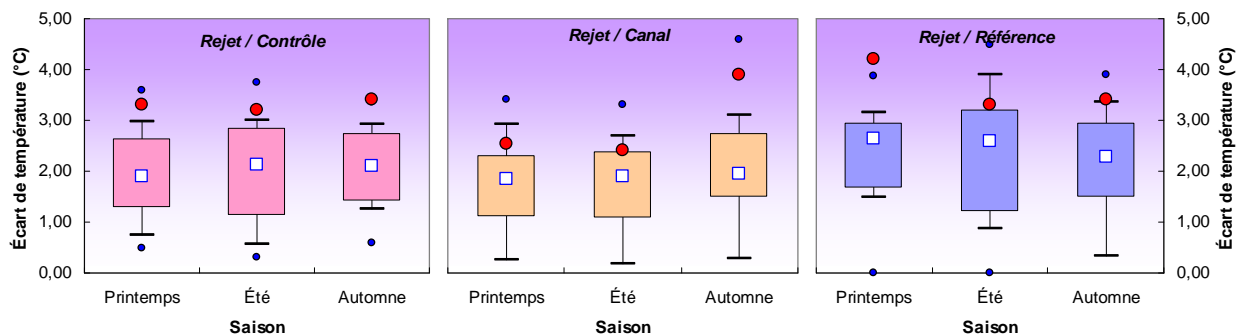


Figure 2.6 : Distributions des écarts thermiques entre les points *rejet / contrôle*, *rejet / canal* et *rejet / référence* depuis 1989. Le point central représente la médiane (□) ; la boîte englobe 50 % des valeurs (▭) ; les moustaches, 80 % des valeurs (┘). Les points extrêmes, présentent les valeurs maximales et minimales (●). Le point rouge représente la valeur obtenue en 2012 (●).

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 :

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

où π représente la proportion d'eau échauffée, et $t^{\circ}\text{Rejet}$, $t^{\circ}\text{Canal}$ et $t^{\circ}\text{SC}$ 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 2011	t° Canal Ifremer	t° Canal EDF	t° Sortie T1	condenseur T2	t° Rejet	t°Rejet-t°Canal	t°SC-t°canal	π	Taux Dilution (%)
28 Mars	9,97	9,7	22.3	22,7	12,5	2,53	12,33	0,205	79
29 Juin	16,7	17,1	27.9	17,7	19,1	2,40	11,20	0,214	79
28 Septembre	16,0	16,3	28.8	27,7	19,9	3,90	12,8	0,305	70

Tableau 2.3 : Echauffements de l'eau de mer calculés à Penly en 2012, et taux de dilution (en gras les valeurs utilisées pour le calcul)

Les proportions d'eau échauffée au point *rejet* ont été proches de 0,21. Cela correspond à des taux de dilutions d'environ 79 %. Ces taux sont similaires à ceux de 2011. Ils restent néanmoins compris dans la gamme de ceux calculés au cours des années précédentes (entre 75 et 90 %).

2.1.2.1.d. Approche statistique

Le tableau 2.4 présente les résultats des tests statistiques relatifs aux variations spatiales de la température en 2012. L'intégration des résultats ne modifie pas l'étude statistique. Les résultats indiquent une différence significative et systématique entre le point *rejet* et les autres points de surveillance. Ce résultat confirme l'existence d'un impact thermique significatif permanent au point *rejet*.

Comparaison	Printemps	Été	Automne
Canal / Rejet	0,000	0,000	0,000
Référence / Rejet	0,000	0,000	0,000
Canal / Référence	0,000	0,000	0,371
Contrôle / Référence	0,003	0,005	0,006
Contrôle / Canal	0,370	0,027	0,055
Contrôle / Rejet	0,000	0,000	0,000

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

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

2.1.2.2. Salinité

2.1.2.2.a. Variations spatiales et saisonnières de la salinité en 2012

Les salinités mesurées en 2012 ont été comprises entre 33,9 et 34,4 au point *canal*, entre 33,4 et 34,3 au point *rejet*, entre 33,6 et 34,8 au point *contrôle* et entre 33,5 et 35,0 au point *référence* (figure 2.7). Durant la période estivale les salinités sont plus faibles qu'au printemps et en automne sur tous les points. Le gradient croissant côte-large, est principalement marqué au printemps. Les salinités ont peu varié en été entre les différentes stations. En automne, elles fluctuent plus fortement.

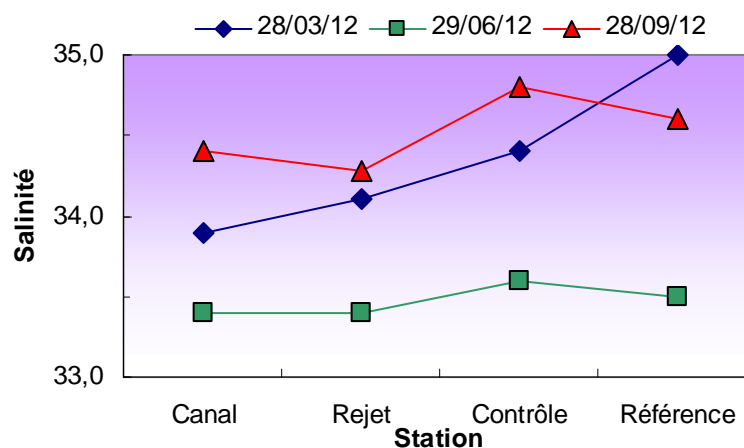


Figure 2.7 : Salinité de l'eau de surface lors des campagnes de 2012

Les salinités enregistrées en 2012 sont relativement élevées et en particulier au printemps. Ceci contraste avec les années précédentes où généralement les plus faibles salinités étaient observées durant cette saison. Ainsi, les salinités printanières de 2012 sont supérieures aux salinités habituellement observées au large du pays de Caux ($S < 33$, Brylinski *et al.* 1991). Dans le secteur de Dieppe, à pleine

mer de vive-eau et morte-eau, de faibles salinités (31-33) ont aussi déjà été observées (Dupont *et al.* 1991).

2.1.2.2.b. Variations inter-annuelles

La figure 2.8 présente l'évolution des salinités enregistrées sur l'ensemble des points de suivi entre 1989 et 2012. Les salinités observées lors des campagnes de surveillance de cette année sont systématiquement supérieures à celles de 2011 sur l'ensemble des points de surveillance au printemps et en automne. A l'inverse, les salinités mesurées en été sont inférieures à celles de l'année dernière en été sur tous les points.

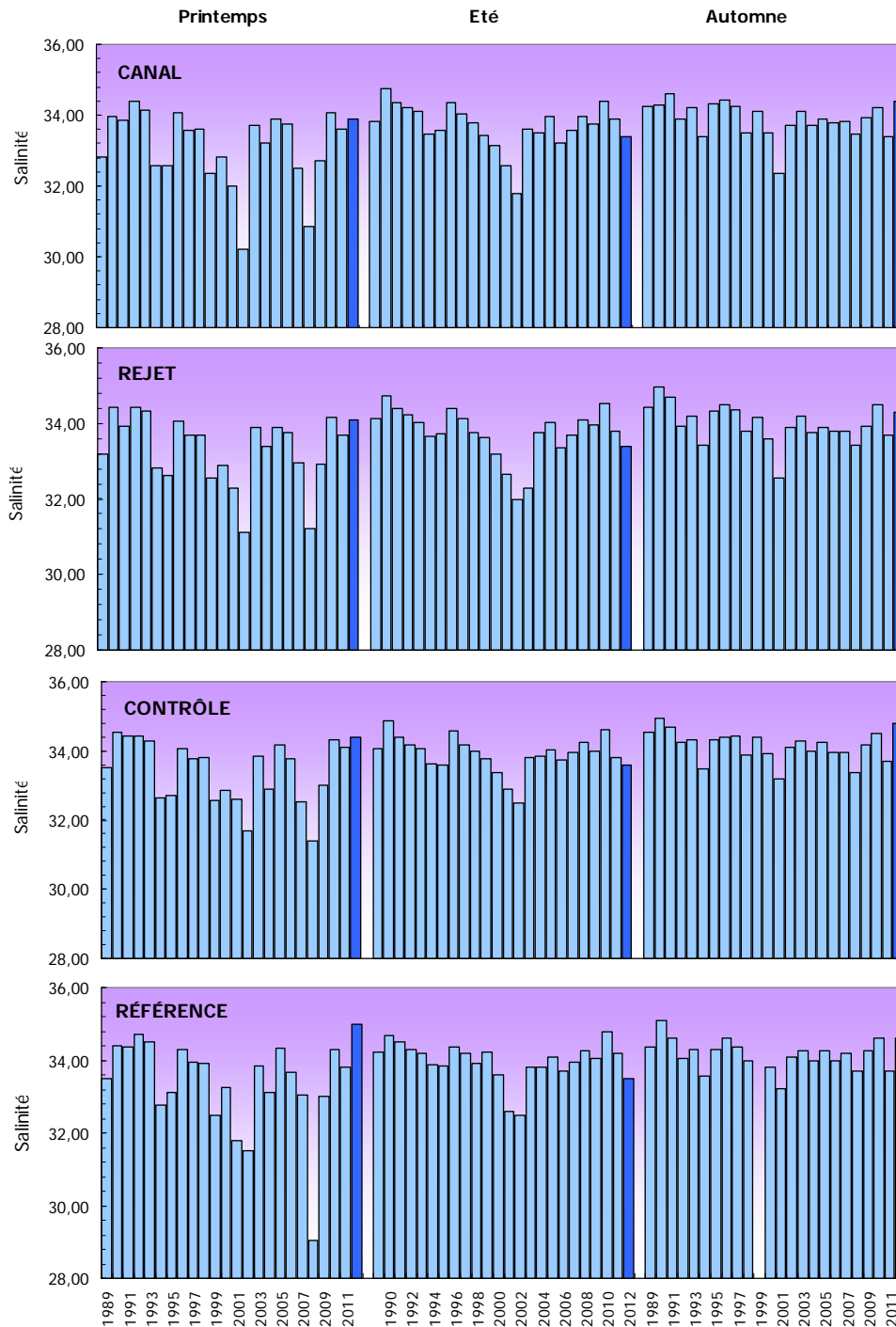


Figure 2.8 : Salinité de l'eau de surface pour les campagnes de 1989 à 2012

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 présente l'évolution de la salinité en fonction du débit de la Bresle et de l'Arques, fleuves situés proche de la centrale de Penly. Cette figure montre qu'il existe une corrélation linéaire significative ($p < 0,001$, $n = 39$ et $P < 0,001$, $n = 63$) entre la salinité au niveau de la centrale et le débit des fleuves à proximité.

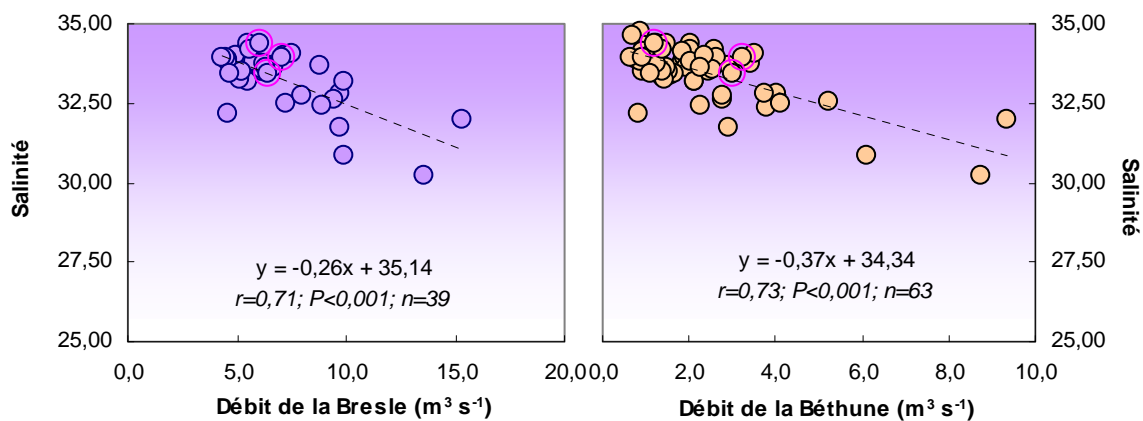


Figure 2.9 : Variation de la salinité (*canal*) en fonction du débit journalier de la Bresle (2000-2012) et de la Béthune (1989-1994 / 1998-2012)

La figure 2.10 présente la distribution des valeurs de salinité enregistrées entre 1989 et 2012 sous forme de *boîtes à moustaches*. Les valeurs observées au printemps et en automne 2012 sont toutes supérieures aux médianes pluriannuelles sur l'ensemble des points. En particulier, au printemps un nouveau maximum de salinité a été mesuré au point *référence*. En été, les salinités sont inférieures à leurs médianes pluriannuelles respectives sur tous les points.

La forte dispersion des valeurs enregistrées au printemps 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.

En 2012, 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*.

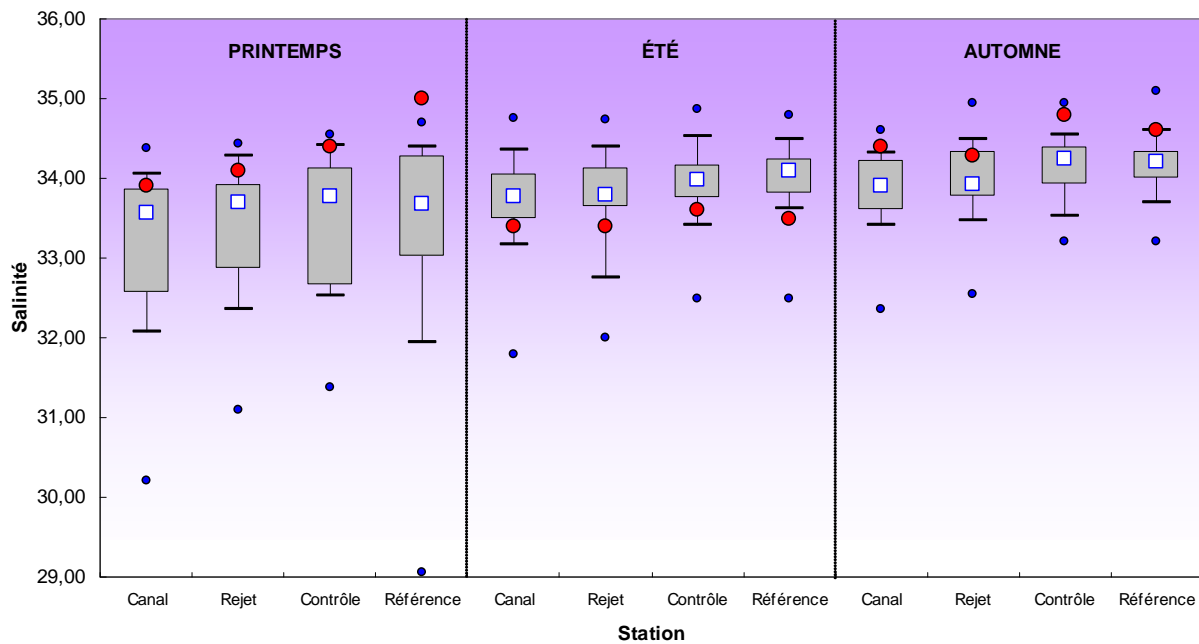


Figure 2.10 : Comparaison des distributions de la salinité par saison et par station depuis 1989. Le point central représente la médiane (□) ; la boîte englobe 50 % des valeurs (▭) ; les moustaches, 80 % des valeurs (┌┐). Les points extrêmes, présentent les valeurs maximales et minimales (●). Le point rouge représente la valeur obtenue en 2012 (●)

La centrale 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.c. Approche statistique

Le tableau 2.5 présente les résultats des tests statistiques pour la salinité sur la période 1989-2012.

Comparaison	Printemps	Été	Automne
<i>Canal / Rejet</i>	0,000	0,005	0,002
<i>Référence / Rejet</i>	0,040	0,000	0,000
<i>Canal / Référence</i>	0,001	0,000	0,000
<i>Contrôle / Référence</i>	0,287	0,082	0,561
<i>Contrôle / Canal</i>	0,000	0,000	0,000
<i>Contrôle / Rejet</i>	0,081	0,002	0,000

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

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

L'intégration des résultats de surveillance 2012 modifie sensiblement l'étude statistique de l'an passé. En effet, il apparaît une différence significative 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* et *référence* ne présentent pas de différence significative en raison du faible gradient de salinité entre ces points lié à

leur position géographique (tous les deux au large). L'influence des apports continentaux d'eau douce est donc plus réduite.

L'hypothèse d'un impact de la centrale 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.a. Variations spatiales et saisonnières de l'ammonium en 2012

Au cours des campagnes 2012, les teneurs en ammonium ont varié de 0,28 à 1,78 μM au point *canal*, de 0,26 à 1,62 μM au point *rejet*, de 0,31 à 0,88 μM au point *contrôle* et de 0,32 à 1,57 μM au point *référence* (figure 2.11). Les concentrations en ammonium en 2012 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 côte large marqué. Finalement en automne, les concentrations sont nettement plus élevées qu'aux autres saisons. Elles présentent des variations spatiales similaires à celles de l'été avec des concentrations plutôt plus élevées sur les points côtiers (*canal* et *rejet*) qu'au large (*contrôle* et *référence*).

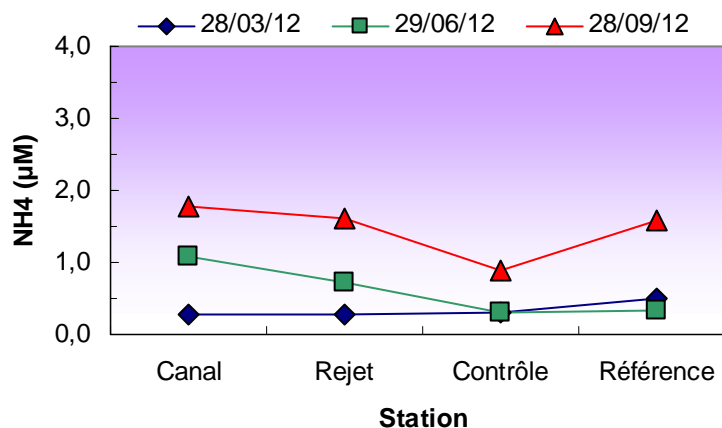


Figure 2.11 : Concentrations en ammonium dans les eaux de surface lors des campagnes 2012

2.1.2.3.b. 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 2012, les concentrations en ammonium ont généralement été inférieures à celles de l'année précédente au printemps et en automne. Seul le point *référence* au printemps est caractérisé par un niveau de concentration supérieur à 2011. En été, la situation inverse est observée, avec généralement des teneurs mesurées en 2012 supérieures à celles de 2011 sur les points de surveillance, à l'exception du point *contrôle*. Ce dernier est alors caractérisé par une concentration plus faible qu'en 2011.

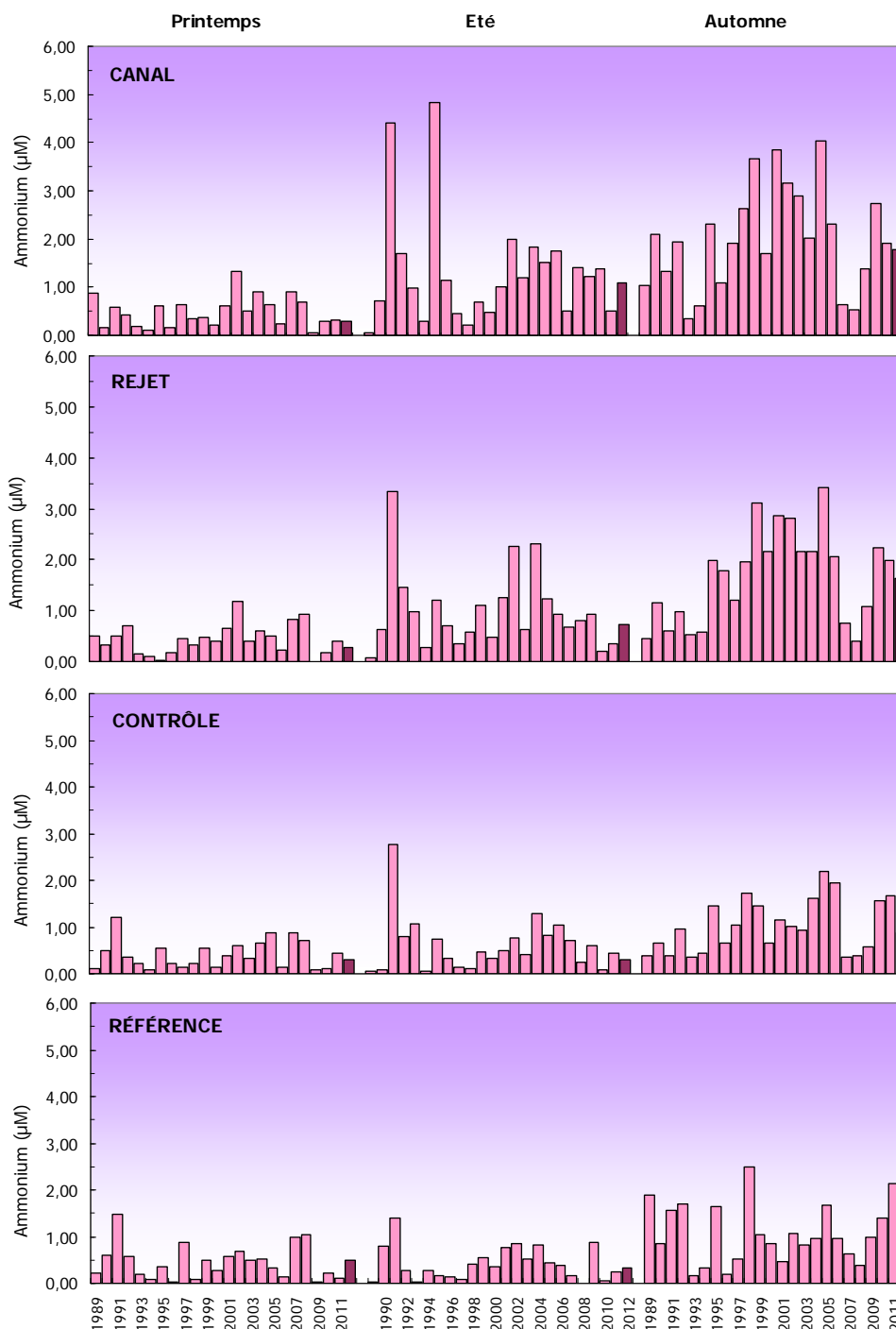


Figure 2.12 : Concentrations en ammonium dans l'eau de surface lors des campagnes de 1989 à 2011

La figure 2.13 présente la distribution des teneurs en ammonium enregistrées entre 1989 et 2012 sous forme de *boîtes à moustaches*. Les teneurs en ammonium en 2012 sont généralement inférieures mais proches des médianes pluriannuelles toute l'année sur l'ensemble des points de surveillance, à l'exception du point *référence* au printemps et en automne.

La figure 2.13 illustre l'importante dispersion des teneurs en ammonium et en particulier en été et en automne. Les médianes pluriannuelles de printemps restent relativement homogènes sur l'ensemble des points, soulignant ainsi l'absence de gradient de concentration marqué au cours de cette période de l'année. En revanche, le gradient de la côte vers le large au droit de la centrale, est bien mis en évidence

par les médianes pluriannuelles en été et en automne. Les mesures 2012 suivent cette tendance en été et partiellement en automne (concentration au point *référence* élevée).

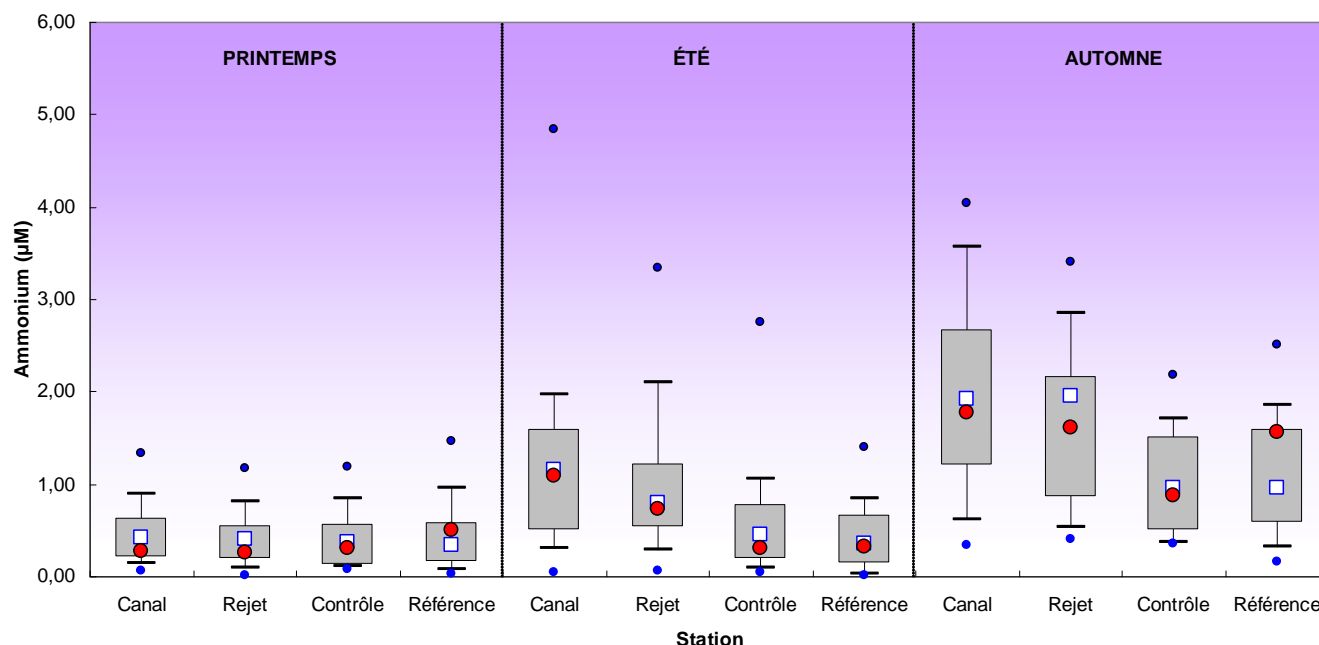


Figure 2.13 : Comparaison des distributions des concentrations de l'ammonium par saison et par point depuis 1989. Le point central représente la médiane (□) ; la boîte englobe 50 % des valeurs (□) ; les moustaches, 80 % des valeurs (┘). Les points extrêmes, présentent les valeurs maximales et minimales (●). Le point rouge représente la valeur obtenue en 2012 (●)

2.1.2.3.c. 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
Canal / Rejet	0,238	0,050	0,002
Référence / Rejet	0,989	0,000	0,010
Canal / Référence	0,765	0,000	0,000
Contrôle / Référence	0,338	0,081	0,521
Contrôle / Canal	0,277	0,000	0,000
Contrôle / Rejet	0,730	0,000	0,000

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

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

La prise en compte des résultats de 2012 ne changent pas les tendances déjà mises en évidence depuis 2008.

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, en général, 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 CNPE représentait une source potentielle d'ammonium *via* des rejets d'ammoniacque. Le conditionnement du circuit secondaire nécessitait en effet l'utilisation de ce produit (environ une dizaine de tonnes). Les vidanges de ce circuit occasionnaient alors des 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* (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 (environ 3 T) à la place de l'ammoniacque.

2.1.2.4. Nitrate et nitrite

2.1.2.4.a. Variations spatiales et saisonnières du nitrate et du nitrite en 2011

Les teneurs en nitrate mesurées au cours des campagnes de surveillance 2012 ont varié de 9,08 à 10,8 μM au point *canal*, de 9,29 à 12,0 μM au point *rejet*, de 7,58 à 9,95 μM au point *contrôle* et de 9,05 à 14,9 μM au point *référence* (figure 2.14). Les concentrations en nitrite ont été comprises entre 0,20 et 0,31 μM au point *canal*, entre 0,20 et 0,34 μM au point *rejet*, entre 0,18 et 0,25 μM au point *contrôle* et 0,14 et 0,32 μM au point *référence* (figure 2.14). A noter qu'aucune mesure n'a pu être réalisée en automne sur le point *canal* en raison d'un incident technique.

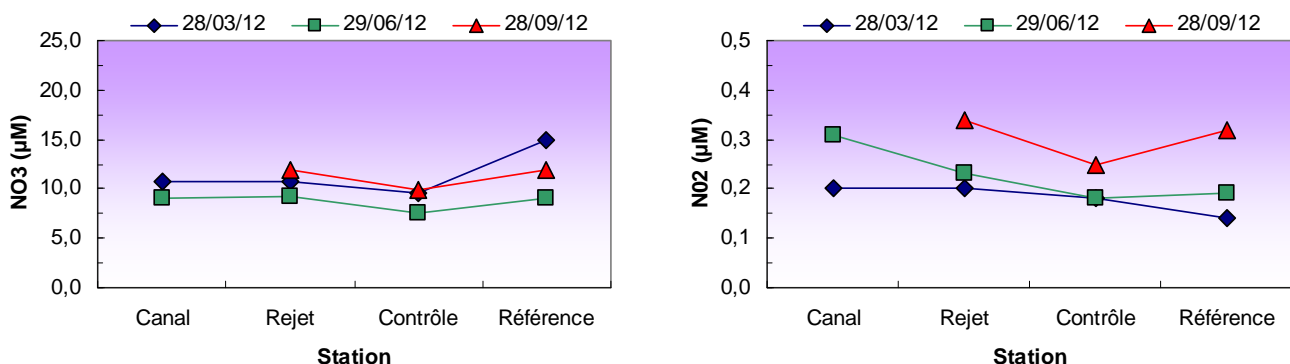


Figure 2.14 : Concentrations en nitrate et nitrite dans les eaux de surface en 2012

En 2012, les concentrations en nitrate présentent peu de variations spatiales, mise à part la plus forte concentration mesurée au point *référence* en mars. Les variations saisonnières sont peu marquées, mais avec des concentrations tout de même sensiblement plus faibles en été. Cette situation est expliquée par un épuisement des sels nutritifs en période estivale suite à l'assimilation par le phytoplancton. En outre, en cette saison, les apports fluviaux sont réduits et ne contribuent pas à l'augmentation des concentrations dans la colonne d'eau. Les teneurs sont inférieures à celles mesurées par Brylinski *et al.* (1996) dans ce secteur de la Manche à la fin du printemps (15-40 μM). En automne, la régénération des nutriments, issue de la minéralisation de la matière organique par les bactéries hétérotrophes, entraîne généralement une augmentation des sels nutritifs dans la colonne d'eau.

Cet enrichissement peut être suivi d'un bloom phytoplanctonique consommateur en nutriment. Finalement, le gradient décroissant côte-large est peu marqué mais présent tout au long de l'année au droit de la centrale (*canal-rejet-contrôle*). Les nitrites suivent globalement la même tendance que les nitrates. La principale différence est caractérisée par des concentrations en nitrites similaires au printemps et en été et plus élevées en automne.

2.1.2.4.b. Variations inter-annuelles

Les variations des concentrations en nitrate et nitrite sur la période 1989-2012 sont présentées sur la figure 2.15. Les teneurs en nitrate relevées en 2012 sont supérieures à celles de 2011 au printemps aux points côtiers (*canal* et *rejet*) ainsi qu'en été sur l'ensemble des stations. A l'inverse, les concentrations mesurées cette année sont inférieures à celles de l'an passé au printemps aux stations du large (*contrôle* et *référence*) et en automne sur tous les points de surveillance. Pour le nitrite, les teneurs sont généralement inférieures à celles de l'année passée sur l'ensemble des points à l'exception du *canal* et *référence* en été.

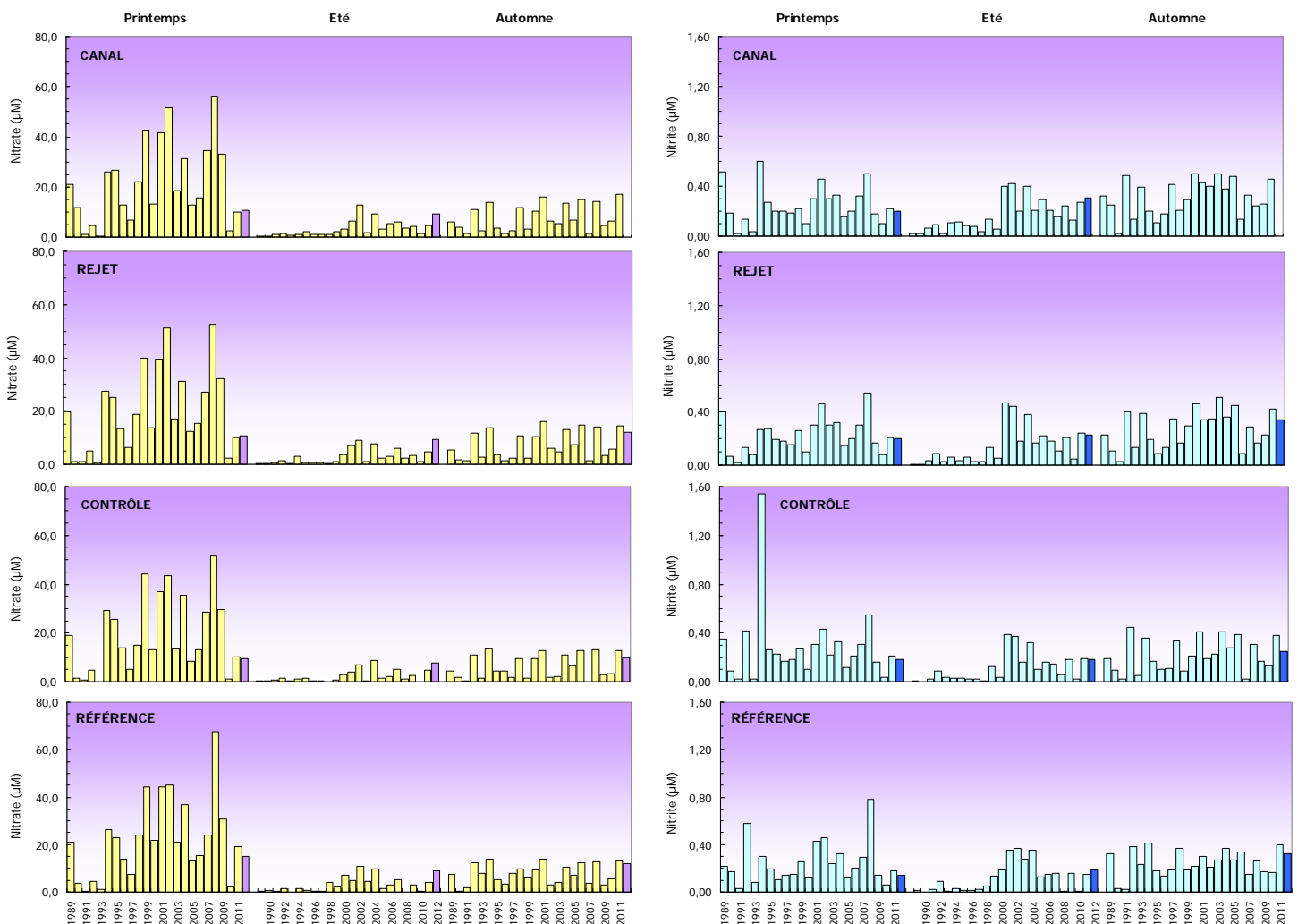


Figure 2.15 : Concentrations en nitrate (à gauche) et nitrite (à droite) dans l'eau de surface de 1989 à 2012

Les boîtes à moustaches de la figure 2.16 présentent la distribution des concentrations en nitrate et nitrite enregistrées entre 1989 et 2012.

Pour le nitrate en 2012, les concentrations sont inférieures aux médianes pluriannuelles au printemps. L'inverse est observé en été et en automne, avec des concentrations plus élevées en 2012 que les médianes pluriannuelles sur l'ensemble des stations. En particulier, en été au point *rejet*, la concentration mesurée est la plus forte depuis le début de la surveillance. Le gradient décroissant côte-large observé en 2012 au droit de la centrale suit celui décrit par les concentrations médianes pluriannuelles.

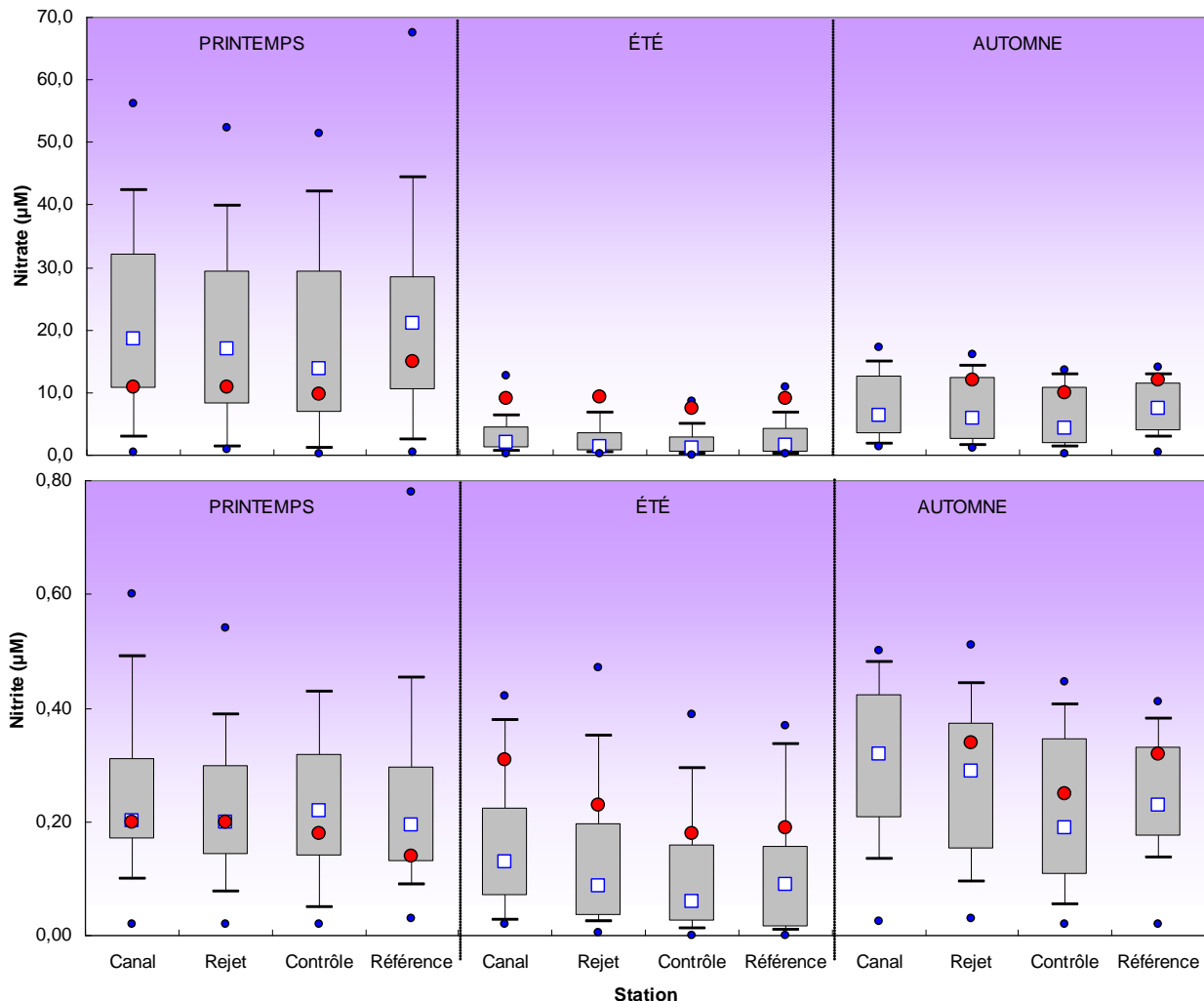


Figure 2.16 : Distributions des concentrations en nitrate et nitrite par saison et par point depuis 1989. Le point central représente la médiane (□) ; la boîte englobe 50 % des valeurs (▭) ; les moustaches, 80 % des valeurs (┌┐). Les points extrêmes, présentent les valeurs maximales et minimales (●). Le point rouge représente la valeur obtenue en 2012 (●)

Dans le cas du nitrite, les teneurs en 2012 sont proches ou inférieures aux médianes pluriannuelles au printemps. Le reste de l'année et sur l'ensemble des points de surveillance, les teneurs 2012 sont supérieures aux médianes pluriannuelles. Comme l'an passé, les variations saisonnières en 2012 ne mettent pas en évidence une diminution classique des concentrations en été, mais tout de même une régénération en automne. En revanche, le gradient décroissant côte-large a été observé en 2012 comme habituellement depuis 1989.

2.1.2.4.c. Approche statistique

Le tableau 2.7 présente les résultats des tests statistiques réalisés pour le nitrate et le nitrite entre 1989 et 2012. L'intégration des résultats 2012 ne modifie pas l'étude statistique de l'année précédente.

Globalement pour le nitrate, des différences significatives sont généralement observées entre les points côtiers (*canal* et *rejet*) ainsi que pour le point *contrôle* et les autres points tout au long de l'année.

Pour le nitrite, il y a des différences significatives uniquement en été et 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.

	Comparaison	Printemps	Été	Automne
Nitrate	Canal / Rejet	0,018	0,009	0,006
	Référence / Rejet	0,028	0,451	0,473
	Canal / Référence	0,442	0,418	0,833
	Contrôle / Référence	0,004	0,010	0,003
	Contrôle / Canal	0,004	0,000	0,000
	Contrôle / Rejet	0,110	0,003	0,000
Nitrite	Canal / Rejet	0,102	0,001	0,000
	Référence / Rejet	0,587	0,024	0,107
	Canal / Référence	0,183	0,002	0,001
	Contrôle / Référence	0,819	0,779	0,122
	Contrôle / Canal	0,350	0,000	0,000
	Contrôle / Rejet	0,889	0,000	0,000

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

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

La centrale ne rejette en principe pas de nitrate/nitrite. Les concentrations 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. Il n'y a donc pas d'impact perceptible de la centrale sur ces paramètres chimiques.

2.1.2.5. Phosphate et silicate

2.1.2.5.a. Variations spatiales et saisonnières du phosphate et du silicate en 2012

Les variations des concentrations en phosphate et silicate mesurées en 2012 sont présentées sur la figure 2.17.

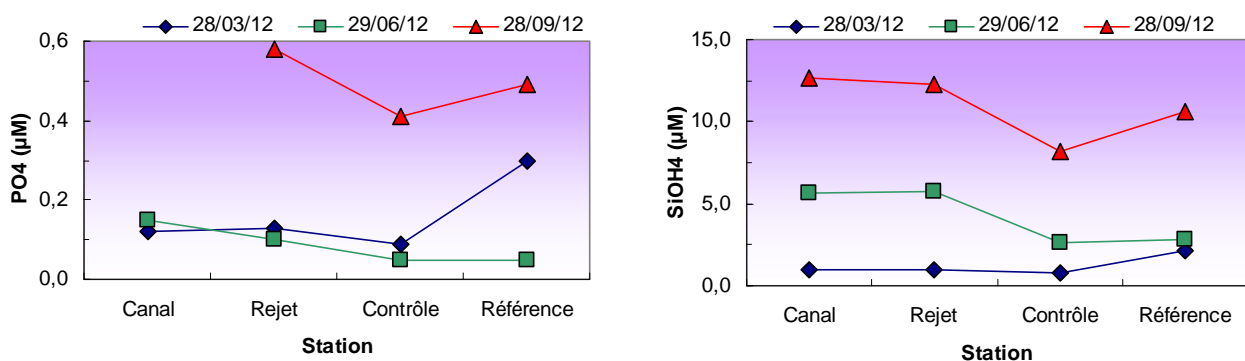


Figure 2.17 : Concentrations en phosphate (à gauche) et silicate (à droite) dans les eaux de surface en 2012

Les teneurs en phosphate ont été comprises entre 0,12 et 0,15 μM au point *canal*, entre 0,10 et 0,58 μM au point *rejet*, entre 0,05 et 0,41 μM au point *contrôle* et enfin entre 0,05 et 0,49 μM au point *référence*.

Pour le silicate, les concentrations ont varié de 0,96 à 12,7 μM au point *canal*, de 1,00 à 12,3 μM au point *rejet*, de 0,75 à 8,23 μM au point *contrôle* et de 2,12 à 10,6 μM au point *référence*.

Les concentrations en phosphate ont été caractérisées par des concentrations relativement faibles et similaires au printemps et en été sur la radiale au droit de la centrale (*canal-rejet-contrôle*). Au point *référence* au printemps la concentration en phosphate était plus élevée. En automne, les concentrations ont été les plus fortes de la période de surveillance sur l'ensemble des points.

Les teneurs en silicate ont été caractérisés en 2012 par des concentrations faibles en mars. A l'instar des autres nutriments, le stock hivernal de phosphate et silicate a été utilisé. En été, les teneurs en silicates sont supérieures à celles du printemps sur l'ensemble des points, à l'exception du point *référence* où les teneurs sont similaires. Finalement en automne, les concentrations sont les plus fortes. Cette augmentation est certainement liée au processus de régénération engendré par la dégradation de la matière organique. Un gradient décroissant de concentration entre la côte et le large est généralement établi pour les deux sels nutritifs tout au long de l'année au droit de la centrale sur la radiale *canal-rejet-contrôle*.

2.1.2.5.b. Variations inter-annuelles

Les variations des concentrations en phosphate au cours de la période 1989-2012 sont présentées sur la figure 2.18.

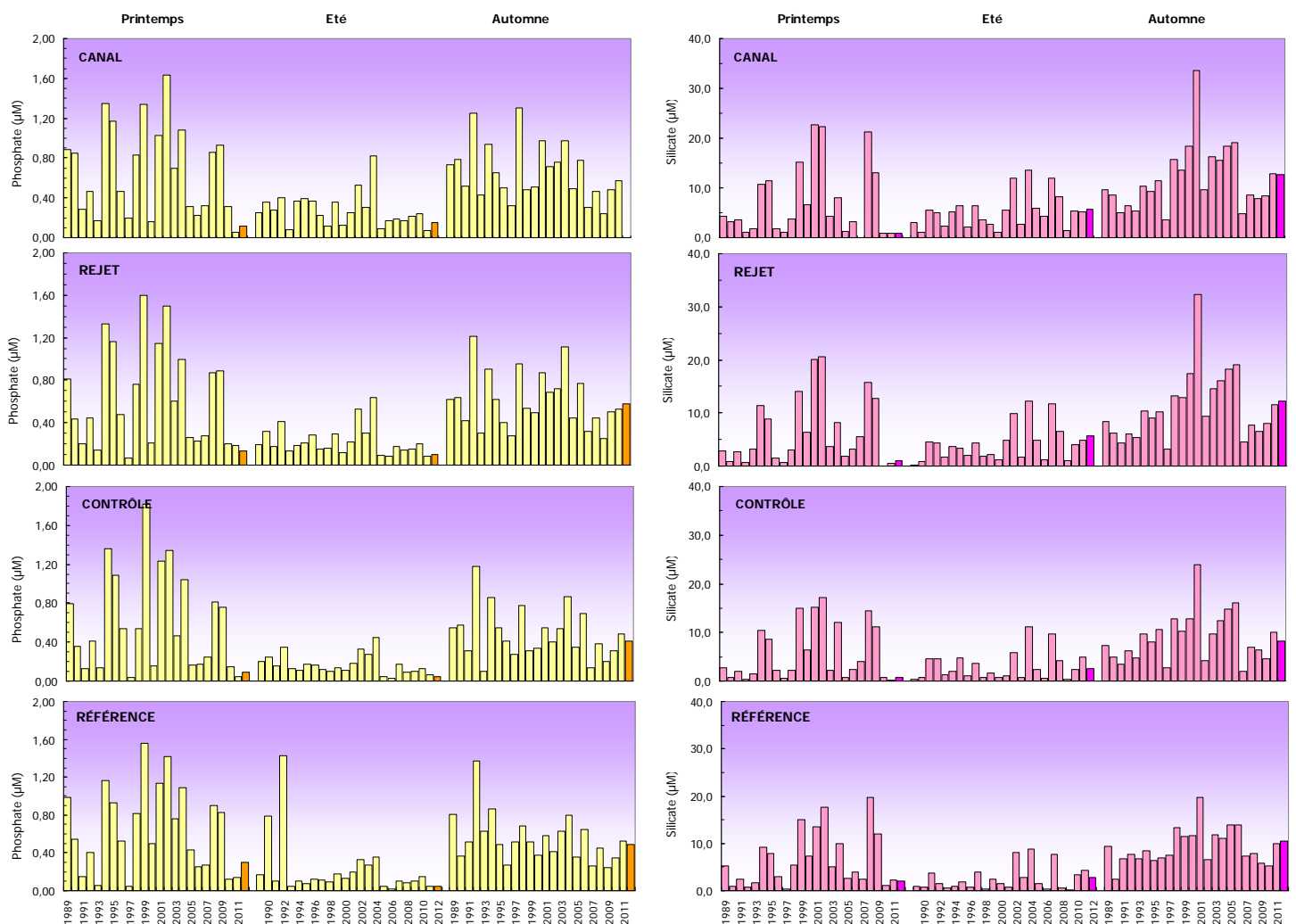


Figure 2.18 : Concentrations en phosphate (à gauche) et silicate (à droite) dans l'eau de surface lors des campagnes de 1989 à 2012

En 2012, les concentrations en phosphate ont été généralement supérieures ou similaires à celles de l'an passé toute l'année sur l'ensemble des points. Seules les stations *rejet* au printemps, *contrôle* et *référence* en été et automne ont été caractérisées par des concentrations inférieures.

Les concentrations en silicate sont restées très proches de celles de l'année précédente, avec tout de même des valeurs plutôt supérieures aux stations côtières (*canal* et *rejet*) et inférieures aux stations du large (*contrôle* et *référence*).

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

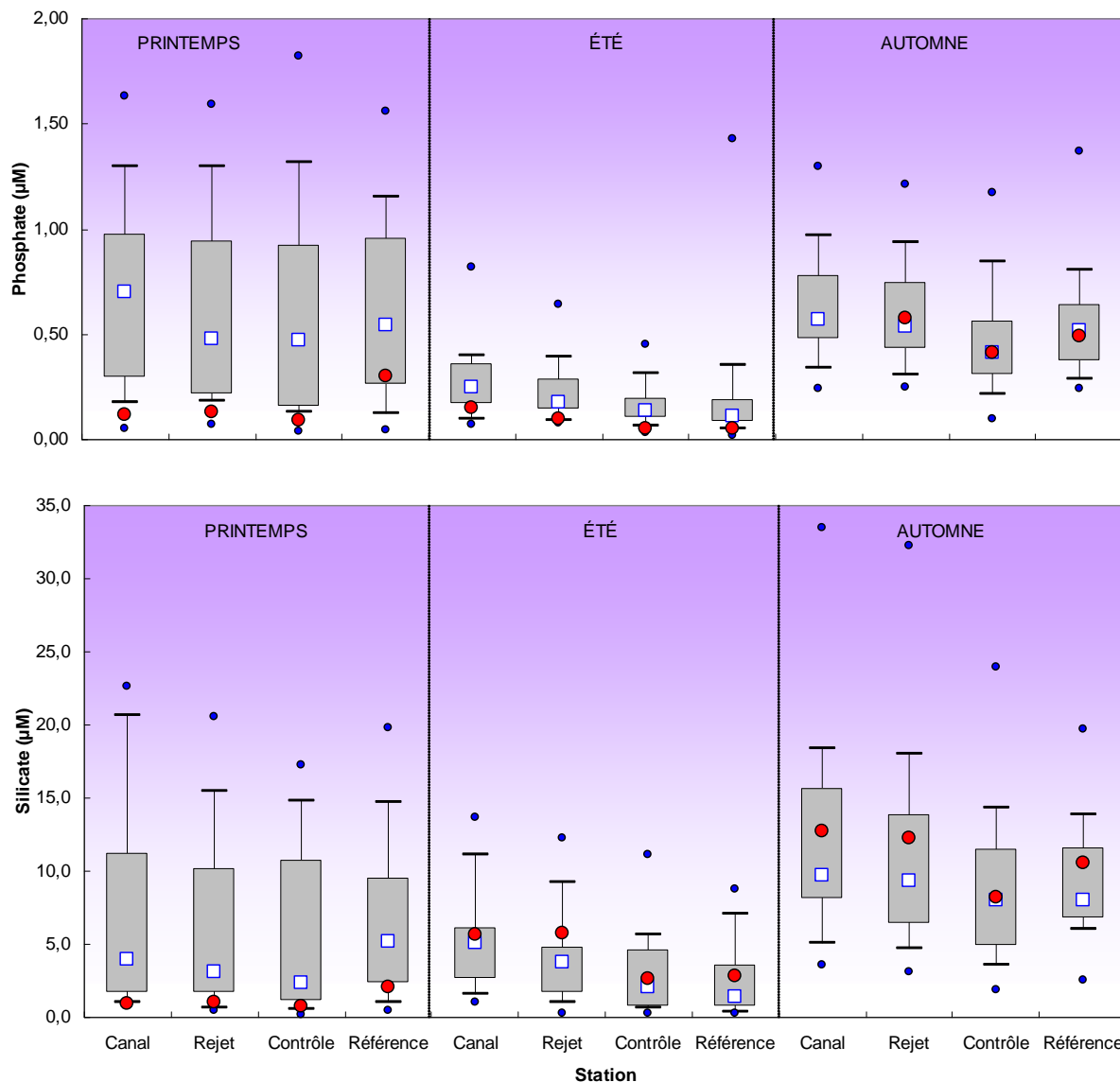


Figure 2.19 : Distributions des concentrations de phosphate par saison et par point depuis 1989. Le point central représente la médiane (□) ; la boîte englobe 50 % des valeurs (▭) ; les moustaches, 80 % des valeurs (┘). Les points extrêmes, présentent les valeurs maximales et minimales (●). Le point rouge représente la valeur obtenue en 2012 (●)

Les teneurs en phosphate au printemps et en été 2012 sont nettement inférieures aux médianes pluriannuelles sur l'ensemble des points de surveillance. En automne, les concentrations mesurées en 2012 sont très proches des médianes pluriannuelles. Pour le silicate, les concentrations de 2012 sont inférieures aux médianes pluriannuelles au printemps et généralement supérieures à ces médianes en été

et en automne sur les points de surveillance. Les variations des médianes selon la saison mettent en évidence successivement la consommation des nutriments par le phytoplancton du printemps à l'été et une régénération partielle en automne. Comme l'an passé, les concentrations mesurées en 2012 ne confirment pas cette tendance tout au moins au printemps, période caractérisée par de faibles concentrations. La forte dispersion des teneurs en phosphate au printemps, et en silicate en automne, souligne la forte variabilité de ces paramètres à ces périodes de l'année. Le gradient décroissant de la côte vers le large observé pour les concentrations médianes pluriannuelles, est par ailleurs en général suivi pour les concentrations mesurées lors des campagnes 2012.

2.1.2.5.c. Approche statistique

Les résultats des tests statistiques réalisés sur les teneurs en phosphate et silicate enregistrées entre 1989 et 2012 aux différents points sont présentés dans le tableau 2.8. L'intégration des résultats 2012 fait apparaître une nouvelle différence significative de concentration entre les points du large (*contrôle* et *référence*) en automne. Globalement, le couple de points côtiers (*canal* et *rejet*) présente systématiquement des différences de concentrations en phosphate et silicate tout au long de l'année. Ces deux points présentent également des différences de concentrations systématiques avec le point *contrôle*. Au printemps, le point *référence* présente aussi des différences de concentrations systématiques avec les points côtiers (*canal* et *rejet*). Finalement, le couple de points du large (*contrôle* et *référence*) présente peu de différence significative. L'interprétation de ces résultats est complexe, mais elle semble en accord avec la distribution des ces nutriments qui est habituellement caractérisée par un gradient de concentration côte-large.

	Comparaison	Printemps	Été	Automne
Phosphate	Canal / Rejet	0,055	0,001	0,006
	Référence / Rejet	0,494	0,031	0,103
	Canal / Référence	0,589	0,002	0,015
	Contrôle / Référence	0,073	0,627	0,040
	Contrôle / Canal	0,009	0,000	0,000
	Contrôle / Rejet	0,022	0,000	0,000
Silicate	Canal / Rejet	0,007	0,000	0,000
	Référence / Rejet	0,509	0,000	0,015
	Canal / Référence	0,687	0,000	0,001
	Contrôle / Référence	0,035	0,135	0,410
	Contrôle / Canal	0,001	0,000	0,000
	Contrôle / Rejet	0,003	0,000	0,000

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

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

La centrale 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 (Na₃PO₄). 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.

L'absence de différence significative systématique entre le point *rejet* et les autres points suggère que ces rejets sont très peu perceptibles.

2.1.2.6. Turbidité (FNU)

Suite au travail de l'Ifremer sur l'ensemble des paramètres du domaine pélagique, un certain nombre de propositions de modifications avaient été faites à EDF. Ainsi, l'analyse des MES apparaissait comme peu intéressante. C'est ainsi que ce paramètre a été remplacé en 2012 par la turbidité néphelométrique. Cependant compte-tenu des obligations réglementaires présentes dans les arrêtés de rejet, les MES seront à nouveau analysées sur les quatre points en 2013 dans l'attente d'une modification de l'arrêté. Bien que la turbidité ne soit une grandeur physique intrinsèque du milieu aquatique, elle permet d'apprécier l'opacité (ou la transparence) de la colonne d'eau par rapport à des étalons artificielles. Les mesures de turbidité sont exprimées en FNU (Formazine Nephelometric Unit).

2.1.2.6.a. Variations spatiales et saisonnières de la turbidité en 2012

En 2012, la turbidité (figure 2.20) a varié au cours des campagnes de 4,10 à 39,8 FNU au point *canal*, de 4,40 à 34,2 FNU au point *rejet*, de 1,40 à 3,60 FNU au point *contrôle* et de 2,60 à 4,80 FNU au point *référence*.

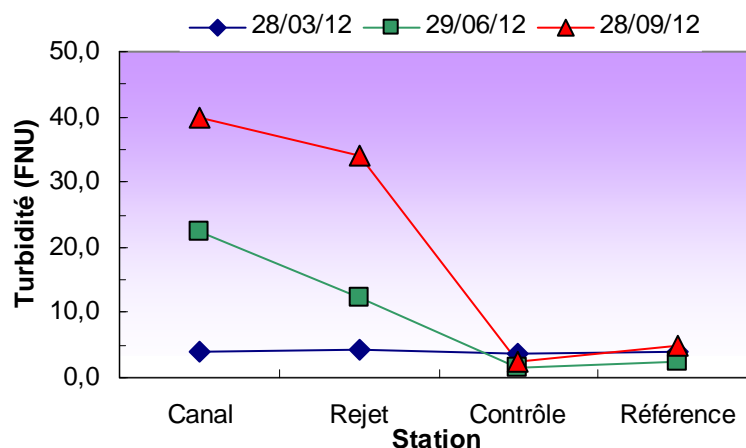


Figure 2.20 : Concentrations en MES dans les eaux de surface lors des campagnes 2012

Au printemps, les valeurs de turbidités sont faibles et présentent peu de variations spatiales entre les points. En été et en automne, les valeurs de turbidités sont caractérisées par un gradient décroissant sur la radiale côte-large au droit de la centrale. Les valeurs mesurées en automne sont supérieures aux valeurs estivales sur les deux points côtiers *canal* et *rejet*. Au large sur les points *contrôle* et *référence*, les turbidités sont faibles et ne présentent pas de variations saisonnières importantes.

2.1.2.6.b. Variations inter-annuelles

Les variations de turbidité observées en 2012 sont présentées sur la figure 2.21 à titre informatif. En effet, les mesures n'ayant débutées que cette année, aucun élément de comparaison n'est pour l'instant disponible.

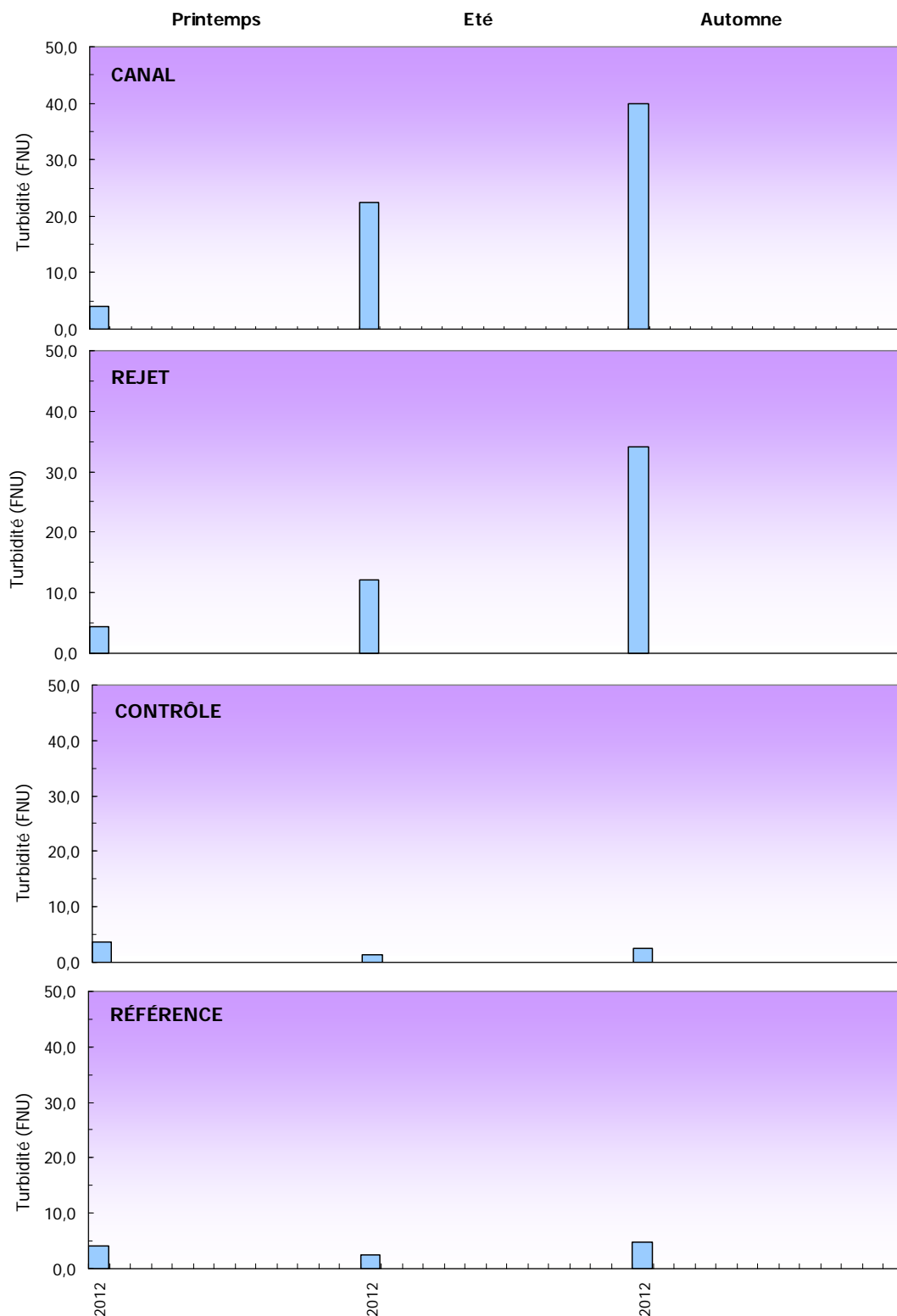


Figure 2.21 : Turbidité dans l'eau de surface lors des campagnes en 2012

La distribution de la turbidité est présentée sous forme de boîtes à moustaches sur la figure 2.22. L'année 2012 étant la première année de mesure, la figure est présentée à titre informatif, et n'apporte pas d'élément d'interprétation sur la distribution de la turbidité entre les points.

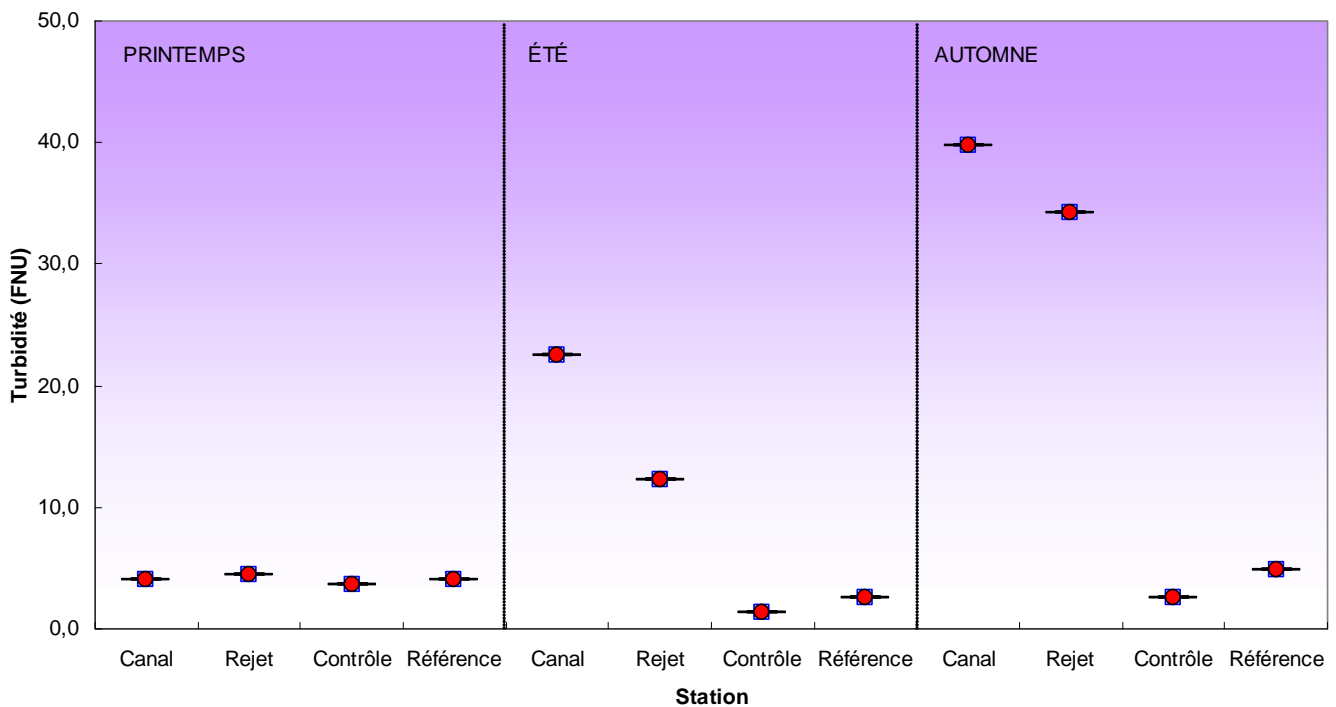


Figure 2.22 : Turbidité par saison et par point depuis 2012. Le point central représente la médiane (□) ; la boîte englobe 50 % des valeurs (□) ; les moustaches, 80 % des valeurs (┌┐). Les points extrêmes, présentent les valeurs maximales et minimales (●). Le point rouge représente la valeur obtenue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

2.1.2.6.c. Approche statistique

L'étude statistique ne peut être réalisée sur la turbidité car le nombre de mesures est encore insuffisant

2.1.2.7. Trihalométhanes

Pour éviter le *fouling* dans les canalisations de rejet, les centrales électronucléaires 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" (CHBr_3),
- Dibromomonochloro-méthane (CHBr_2Cl),
- Dichloromonobromo-méthane (CHBrCl_2),
- Trichlorométhane = "chloroforme" (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 détection. Dans cette étude nous nous focaliserons donc sur ce composé. Par ailleurs en 2012, les mesures de trihalométhanes n'ont été réalisées qu'au niveau du point *rejet*.

2.1.2.7.a. Variations spatiales et saisonnières des trihalométhanes en 2012

En 2012, les concentrations en bromoforme ont été respectivement de 1,1, 3,4 et 4,0 µg/L au point rejet au printemps, en été et en automne.

2.1.2.7.b. Variations inter-annuelles du trihalométhanes

Les variations de concentrations en bromoforme observées depuis 1989 sont présentées sur la figure 2.23. Cette année, des traces de bromoforme ont été détectées aux différentes périodes de surveillance.

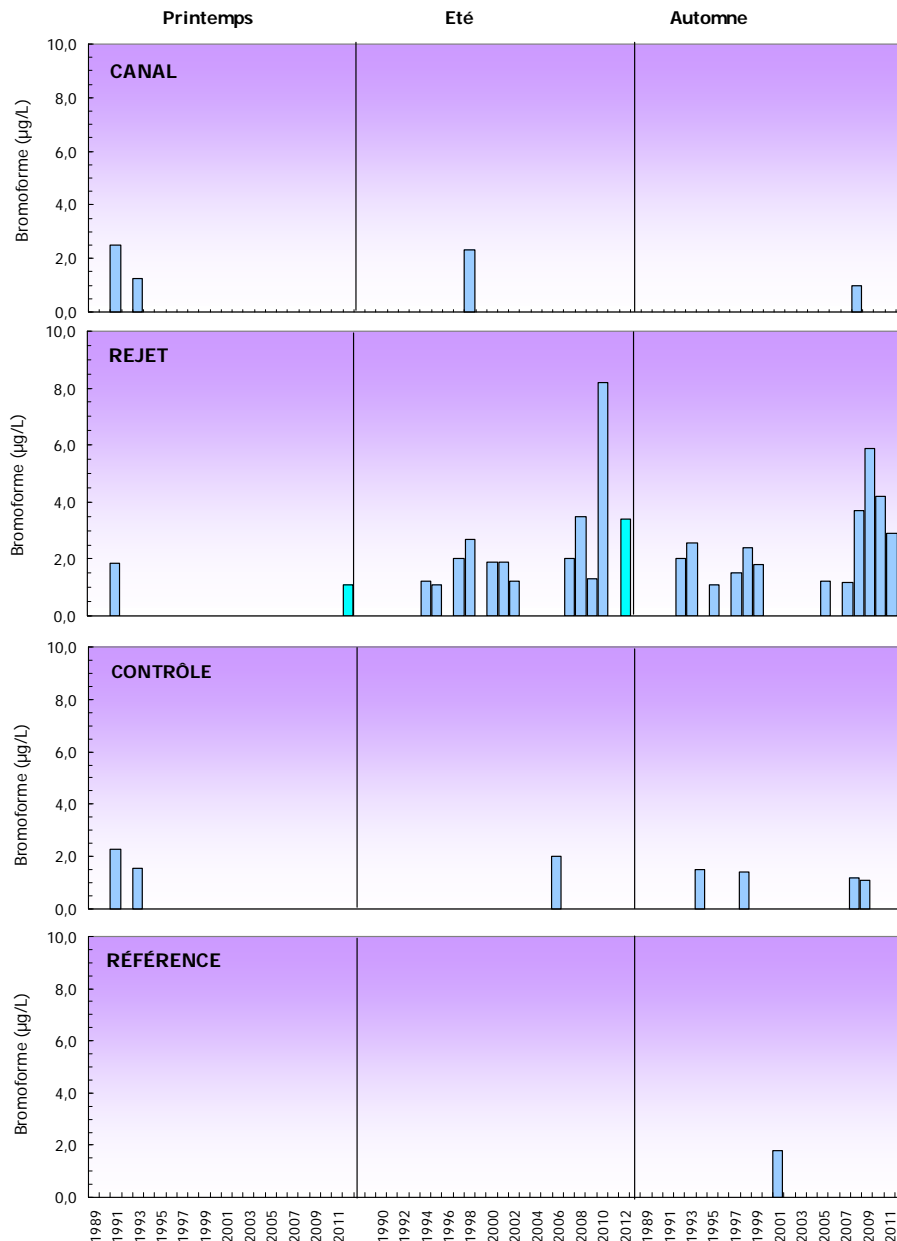


Figure 2.23 : Concentrations en tribromométhane (bromoforme) dans l'eau de surface lors des campagnes de 1989 à 2012

La figure 2.24 présente la distribution des concentrations en bromoforme sous forme de *boîtes à moustaches* pour la période 1991-2012. En automne 2012, au point *rejet* les concentrations sont supérieures aux médianes pluriannuelles et notamment en été et en automne. Finalement les valeurs mesurées restent toutefois largement inférieures au seuil de 10 µg/L, concentration considérée acceptable pour le milieu marin (Abarnou *et al.*, 1990).

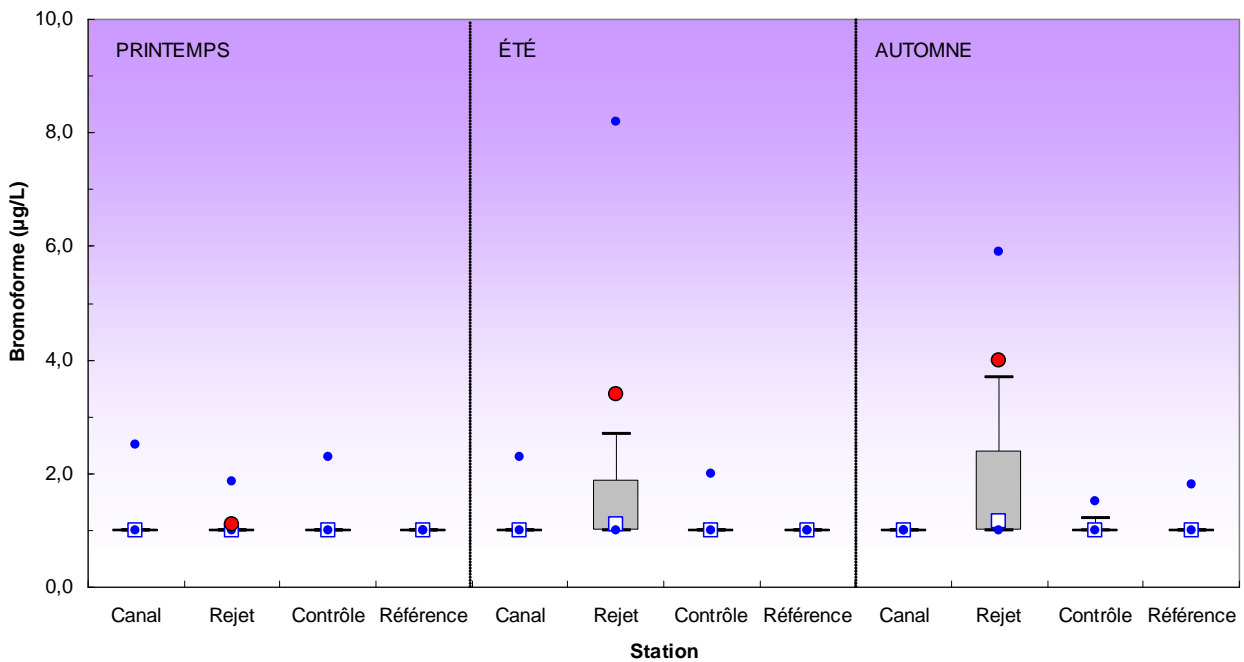


Figure 2.24 : Distributions des concentrations en bromoforme par saison et par point depuis 1991. Le point central représente la médiane (□) ; la boîte englobe 50 % des valeurs (▭) ; les moustaches, 80 % des valeurs (⊢). Les points extrêmes, présentent les valeurs maximales et minimales (•). Le point rouge représente la valeur obtenue en 2012 (●)

2.1.2.8. Hydrazine et ethalonamine

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. En 2012, les concentrations sont généralement restées inférieures au seuil de détection de la méthode soit 0,1 mg/L, à l'exception du point *contrôle* en automne où la concentration en hydrazine était de 0,20 mg/L.

2.1.3. Conclusion

L'année 2012 a été caractérisée par des températures de l'air généralement légèrement supérieures comparées aux moyennes mensuelles enregistrées sur la période 1960-2011. Toujours comparée à la période 1960-2011, l'année 2012 a été caractérisée par un excédent de précipitation et notamment au cours du mois d'octobre qui représente désormais le mois le plus pluvieux depuis 1960.

Les températures de l'eau de mer relevées lors de la campagne 2012 ont été généralement supérieures aux médianes pluriannuelles au printemps et inférieures en été et en automne. Un nouveau maximum de température a d'ailleurs été observé au point *rejet* au printemps. Comparé à 2011, les températures de 2012 ont été généralement inférieures aux différents points de suivi au cours des trois saisons. Les écarts thermiques enregistrés entre le *rejet* et les points *canal*, *contrôle* ou *référence* ont généralement dépassé les 3 °C. Dans le cas du couple de points *rejet/référence* au printemps, l'écart est parmi les plus forts écarts thermiques observés depuis le début du programme de surveillance avec 4,2°C. L'étude statistique sur les mesures révèle que la température présente toujours des valeurs significativement plus élevées au point *rejet* qu'aux autres points. Cependant, elles indiquent aussi que l'impact thermique reste géographiquement très limité (absence de différence significative entre les stations *canal* et *contrôle*). Les échantillons prélevés aux abords du *rejet* (quelques dizaines de mètres) présentent depuis plusieurs années des taux de dilution importants (> 75 %).

Les salinités observées lors des campagnes 2012 ont été inférieures aux médianes pluriannuelles sur l'ensemble des points de surveillance en été et supérieures au printemps et en automne. Un nouveau maximum de salinité a été mesuré au point *référence* au printemps. Comparé à 2011, les salinités de 2012 ont été inférieures aux différents points de suivi en été et supérieures au printemps et en automne. 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). A l'exception du printemps, les campagnes n'ont pas été caractérisées en 2012 par la présence du gradient marqué de salinité croissant côte-large. Finalement, les tests statistiques révèlent des différences significatives de salinité qui reflètent la distribution particulière de la salinité liée à la présence du *fleuve côtier* dans cette partie de la côte de Seine Maritime.

Les sels nutritifs mesurés lors des campagnes 2012 présentent généralement une évolution saisonnière classique. Suite à l'augmentation de l'ensoleillement et de la température, les sels nutritifs sont assimilés et consommés par le phytoplancton. Cette année, le développement phytoplanctonique avait certainement déjà débuté lors de la première campagne de surveillance. Les nutriments mesurés présentaient donc des concentrations assez faibles dès le printemps. Ce n'est qu'en automne, principalement sous l'effet de l'activité bactérienne et la dégradation de la matière organique, que les nutriments sont reminéralisés et régénérés dans la colonne d'eau. Cette augmentation des teneurs en nutriments peut alors être à l'origine d'un nouveau bloom phytoplanctonique. Cette année les variations observées entre l'été et l'automne suggèrent que les nutriments comme le phosphate et les sels azotés n'ont probablement pas été fortement consommés en automne. Les faibles valeurs de chlorophylle corroborent cette hypothèse.

En 2012, la mesure de la turbidité est venue remplacer celle des concentrations en MES. Ce paramètre a été caractérisé par des variations spatiales importantes avec en particulier un gradient décroissant côte-large très marqué en été et en automne. Sur le plan temporel, les turbidités se sont avérées plus importantes en automne et en été qu'au printemps.

Les concentrations en trihalométhanes n'ont été suivies qu'au niveau du point *rejet*. Parmi les composés étudiés, seules des traces de bromoforme ont été détectées à des concentrations variant de 1,1 à 4,0 µg/L. Ce niveau de concentrations reste inférieur à 10 µg/L, concentration généralement considérée comme acceptable dans le l'eau de mer.

Les concentrations en hydrazine et éthylamine ont été suivies toute l'année aux différents points de surveillance. Les concentrations sont généralement restées inférieures au seuil de détection de la méthode, à l'exception du point *contrôle* en automne où la concentration en hydrazine était de 0,20 mg/L. Ce résultat n'est en aucune mesure comparable à ce qui est rejeté par le CNPE. En effet la concentration en hydrazine observée dans les bâches de rétention, est proche de 0,05 µg par litre d'eau douce c'est à dire $5 \cdot 10^{-5}$ mg/L.

En conclusion, les données relatives au compartiment hydrologique acquises en 2012 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 classiques. 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 par les activités du CNPE.

2. Le domaine pélagique

Chapitre Phytoplancton

<i>Rapport</i>	Sylvaine FRANCOISE (LERN)
<i>Dénombrements</i>	Mathilde SCHAPIRA (LERN)
<i>Mesures PAM</i>	Sylvaine Françoise (LERN) Emilie Rabiller (LERN) Mathilde SCHAPIRA
<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)

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 2012.

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 réplicats 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 dont $rETR_{max}$ qui correspond à la capacité maximale de production de l'échantillon.

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

L'efficacité quantique maximale du PSII, $Y_{max} = (F_m - F_o) / F_m$, est un autre paramètre, 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 2012 sont celles du capteur MODIS. Toutes ces séries ont été traitées avec le même algorithme et mises à disposition par le projet MarCoast.

2.2.2. Résultats

Les résultats obtenus en 2012 sont donnés par le tableau 2.10 ci-dessous.

	CANAL	REJET	CONTRÔLE	REFERENCE	
28-mars	<i>Chlorophylle a</i> ($\mu\text{g/L}$)	13	3,63	4,92	3,95
	<i>Phéopigments</i> ($\mu\text{g/L}$)	2,53	0,54	0,34	0,33
	<i>rETR</i> (unités relatives)	185	202	177	179
	<i>Ymax</i> (unités relatives)	0,50	0,61	0,49	0,39
	<i>Prymnesiophycées</i> (cell/L^{-1})	10400	0	118600	0
	<i>Microphytoplancton</i> (cell/L^{-1})	49600	79800	190400	82200
29-juin	<i>Chlorophylle a</i> ($\mu\text{g/L}$)	3,78	3,02	3,23	2,21
	<i>Phéopigments</i> ($\mu\text{g/L}$)	1,75	0,24	0,86	0,09
	<i>rETR</i> (unités relatives)	228	112	204	141
	<i>Ymax</i> (unités relatives)	0,60	0,57	0,53	0,55
	<i>Microphytoplancton</i> (cell/L^{-1})	102300	153600	309200	150400
28-sept.	<i>Chlorophylle a</i> ($\mu\text{g/L}$)	2,56	1,65	1,34	1,31
	<i>Phéopigments</i> ($\mu\text{g/L}$)	1,92	3,79	0,53	0,48
	<i>rETR</i> (unités relatives)	314	230	333	290
	<i>Ymax</i> (unités relatives)	0,60	0,55	0,64	0,64
	<i>Microphytoplancton</i> (cell/L^{-1})	31800	33400	13500	20000

Tableau 2.10 : Valeurs des paramètres phytoplanctoniques aux quatre points de surveillance de la centrale de Penly en 2012

2.2.2.1. Biomasse chlorophyllienne

2.2.2.1.a Variations spatiales et saisonnières en 2012

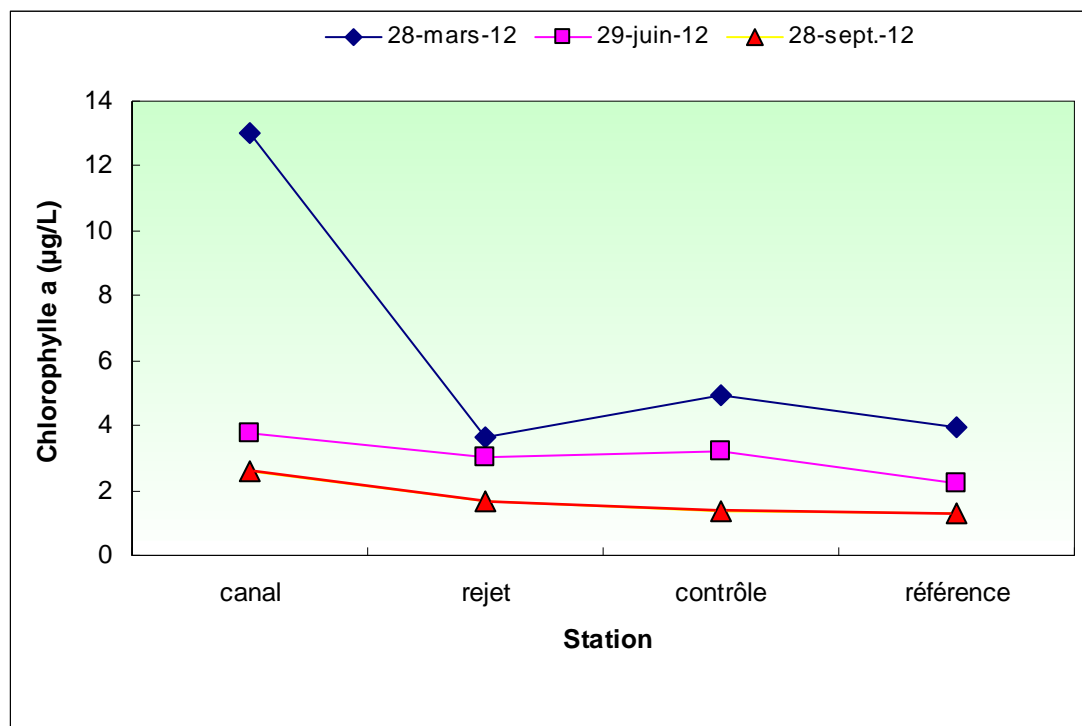


Figure 2.25 : Évolution de la chlorophylle lors des trois campagnes de surveillance 2012

Au cours de l'année 2012, les valeurs de chlorophylle *a* s'échelonnent entre 1,31 µg/L au point *référence* en septembre, et 13 µg/L au point *canal* en mars (figure 2.25).

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 et les plus faibles ont été mesurées en septembre. La répartition spatiale n'est pas homogène à cette période et l'on observe un net pic de chlorophylle *a* sur le point *canal* en mars.

2.2.2.1.b Variations inter-annuelles

Les valeurs de chlorophylle obtenues en mars 2012 sont inférieures à celles de 2011 (figure 2.26). Les valeurs obtenues en juin sont supérieures à celles obtenues en juin 2010 sur les points *contrôle* et *référence* mais sont inférieures sur les points *canal* et *rejet*. Les valeurs de septembre sont toutes supérieures à celles obtenues en 2011 sauf sur le point *canal* où la valeur est légèrement inférieure.

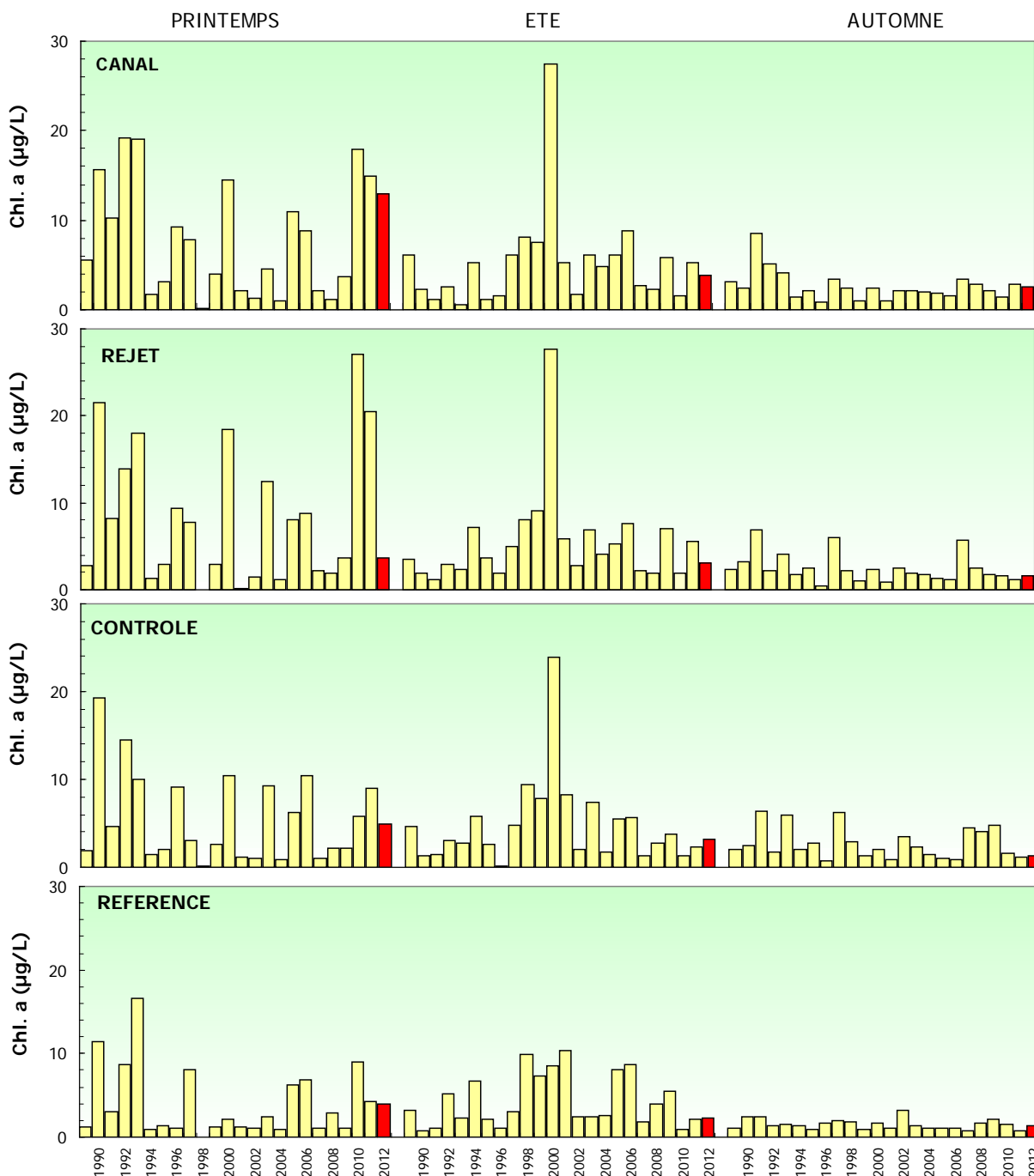


Figure 2.26 : Évolution de la chlorophylle de 1989 à 2012

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 2.27) 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.

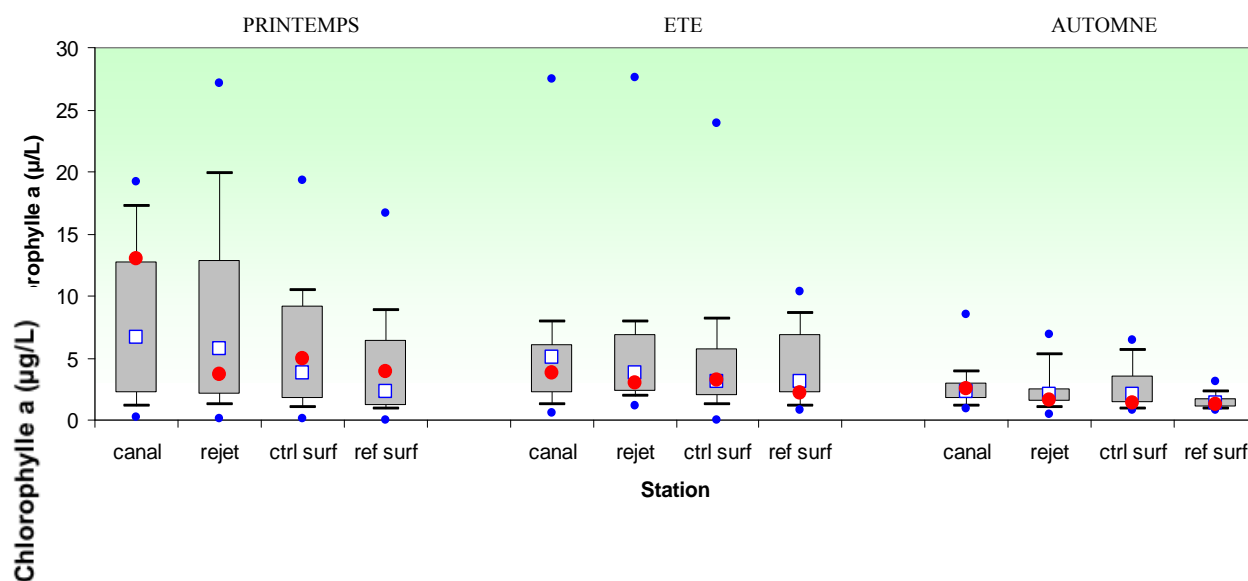


Figure 2.27 : Évolution de la chlorophylle de 1989 à 2012. Le point central représente la médiane (□) ; la boîte englobe 50 % des valeurs (▣) ; les moustaches, 80 % des valeurs (┆). Les points extrêmes, présentent les valeurs maximales et minimales (●). Le point rouge représente la valeur obtenue en 2012 (●)

Les valeurs enregistrées en mars 2012 se situent généralement relativement proches des médianes pluriannuelles pour l'ensemble des points. Seule la chlorophylle a mesurée sur le point *canal* en mars en deux fois supérieure à la médiane pluriannuelle. Sur les trois campagnes, les concentrations de chlorophylle restent dans, ou à la limite de la boîte englobant les 50% des valeurs.

Les valeurs enregistrées en 2012 ne modifient pas la tendance générale décrite en 2011. Lors des trois campagnes, les plus fortes médianes se situent au point *canal*. Quelle que soit la saison à laquelle la chlorophylle a ait été mesurée, on observe un gradient de chlorophylle a avec la plus forte valeur sur le point *canal* (avec un maximum en mars de 13µg/L), puis viennent ensuite sur les points *rejet*, *contrôle*, et ensuite le point *référence*.

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 et en automne, il existe des différences significatives entre le point *référence* et les points *rejet* et *canal*. En automne les différences significatives se trouvent entre le point *référence* et les points *contrôle* et *canal* les points *canal*, *rejet* et *contrôle* ne présentent pas de différences significatives entre eux.

<i>Comparaison</i>	Printemps	Eté	Automne
<i>Canal/Rejet</i>	0,749	0,881	0,432
<i>Canal/Contrôle</i>	0,006	0,188	0,907
<i>Référence/Rejet</i>	0,004	0,705	0,750
<i>Canal/Référence</i>	0,000	0,359	0,001
<i>Contrôle/Référence</i>	0,067	0,634	0,001
<i>Contrôle/Rejet</i>	0,544	0,572	0,994

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 2.28). Les observations de 2011 (figure 2.29) 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 $\mu\text{g/L}$.

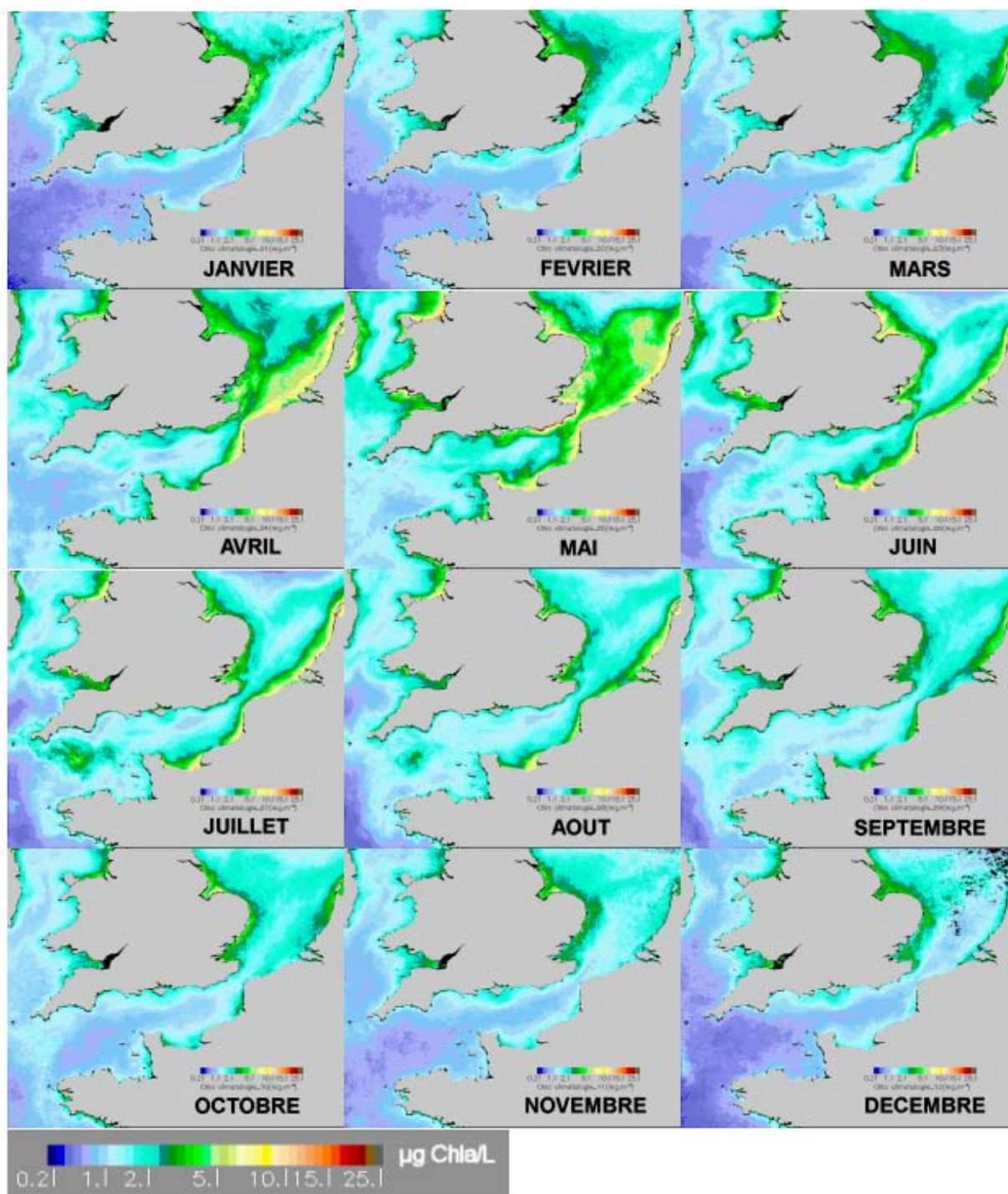


Figure 2.28 : Distribution mensuelle de la chlorophylle *a* en Manche obtenue après traitement des images des cameras SeaWiFS et MODIS entre 1998 et 2007 avec l'algorithme Ifremer

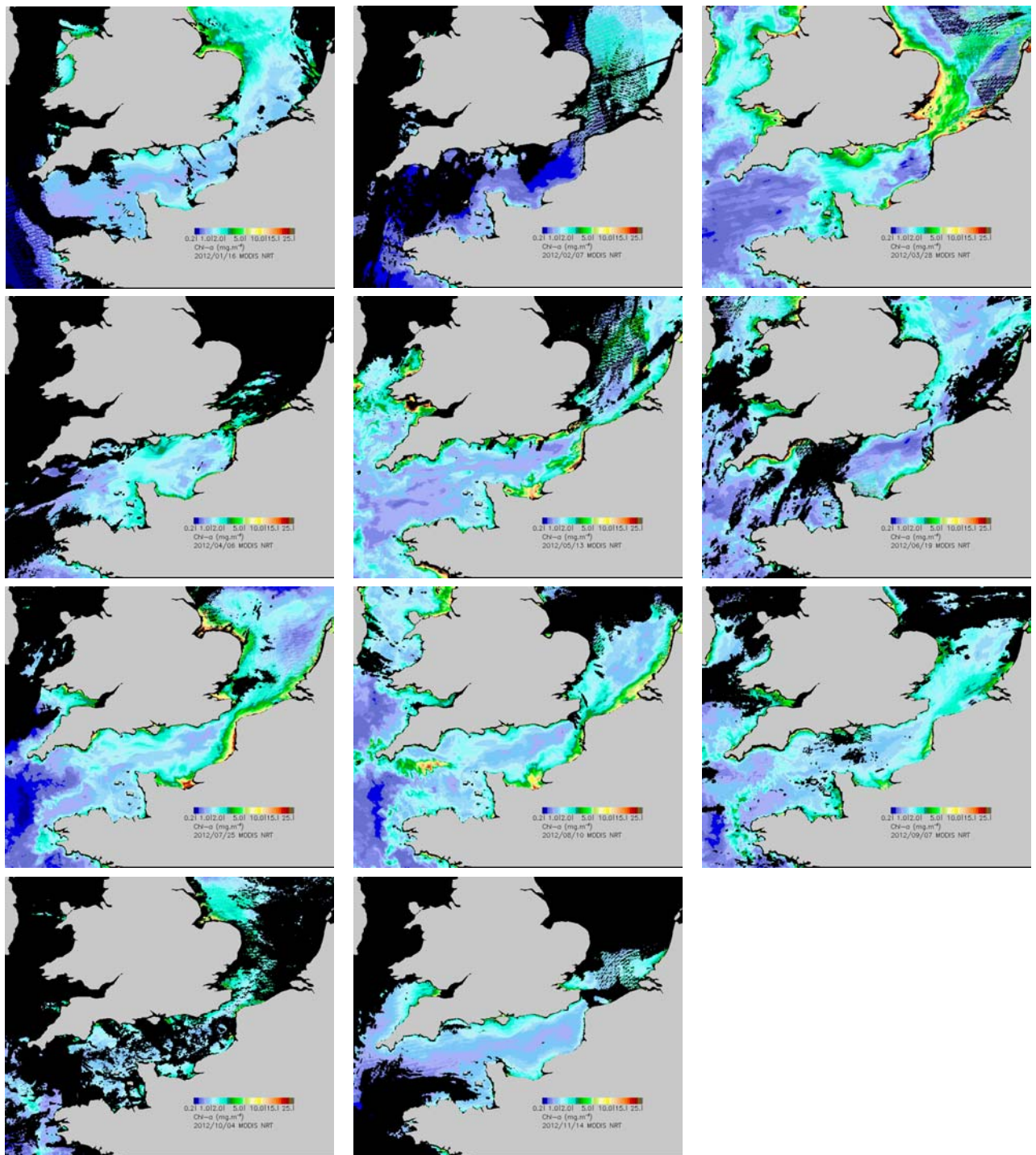


Figure 2.29 : Série d'images 2012 obtenues par la caméra MODIS et traitées avec l'algorithme Ifremer pour obtenir les concentrations en chlorophylle (Ifremer)

La comparaison des images obtenues en 2012 par rapport à la climatologie 1998-2007, indique que les variations observées en 2012 se situent globalement dans la moyenne pluriannuelle. Elles sont conformes à la dynamique mensuelle de la chlorophylle *a* en Manche (figure 2.29).

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 2012 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 2012 sont très variables car comprises entre 112 sur le point *rejet* en juin et 314 sur le point *contrôle* en septembre (figure 2.30).

Les valeurs les plus élevées ont été relevées en automne et sont toujours supérieures à celles relevées tous points confondus en été et en hiver.

En juin, les valeurs recensées sont supérieures à celles obtenues en mars, sauf sur le point *rejet* où la valeur de production primaire potentielle n'est que de 112.

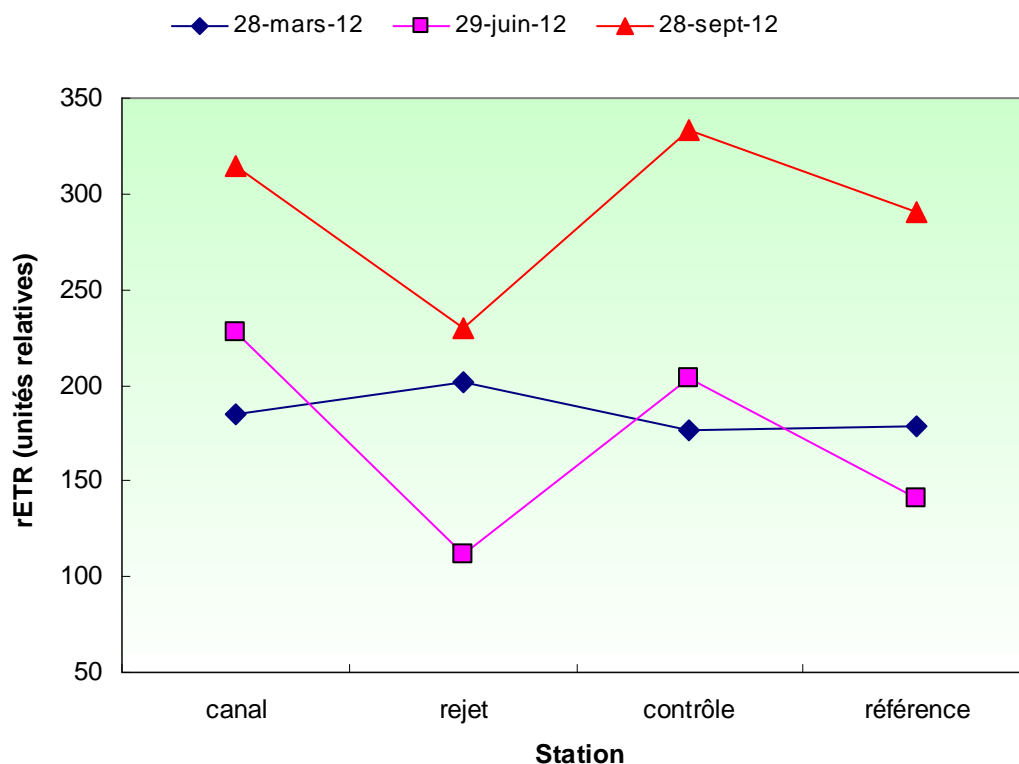


Figure 2.30 Évolution de la production primaire potentielle (rETR) maximale lors des trois campagnes de surveillance de Penly en 2012

2.2.2.2.b Approche statistique

Les tests statistiques réalisés sur les données acquises depuis 2007 sont présentés dans le tableau 2.12. Au printemps et en été, aucune différence significative n'est observée entre les points pour les valeurs de R-ETR aux trois périodes d'échantillonnage. Seules deux différences significatives sont observées en automne entre le point *canal* et les points *rejet* et *référence*

Comparaison	Printemps	Eté	Automne
<i>Canal/Rejet</i>	0,097	0,095	0,020
<i>Canal/Contrôle</i>	0,354	0,232	0,901
<i>Référence/Rejet</i>	0,929	0,861	0,273
<i>Canal/Référence</i>	0,817	0,264	0,029
<i>Contrôle/Référence</i>	0,401	0,349	0,534
<i>Contrôle/Rejet</i>	0,996	0,755	0,261

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

Tableau 2.12 : « p-value » des tests statistiques sur les valeurs de R-ETR

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

Les valeurs de l'efficacité quantique obtenue en 2012 varient entre 0,39 et 0,64. La valeur maximale a été observée au mois de septembre au point *référence* (0,64). La plus faible a été mesurée sur ce même point en mars (0,39). Ces valeurs caractérisent un état physiologique moyen à bon du peuplement phytoplanctonique sur les périodes de prélèvement.

Par rapport à 2011, les valeurs de Y_{max} sont globalement supérieures et indiquent que les populations phytoplanctoniques étaient dans un meilleur état physiologique lors des campagnes de prélèvements.

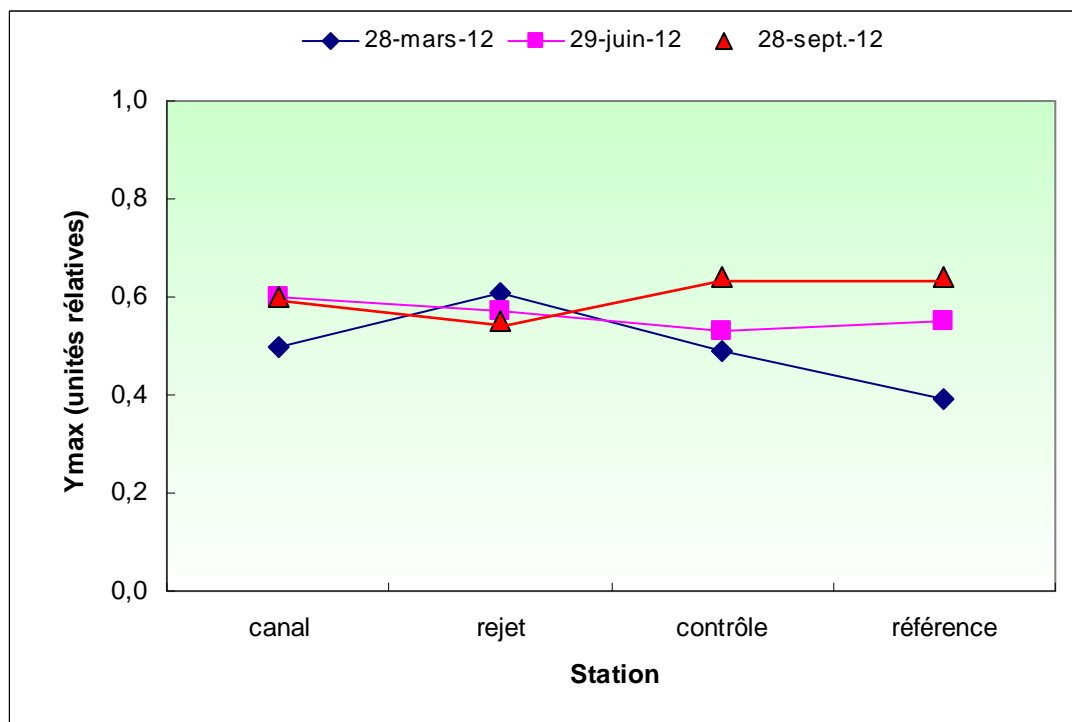


Figure 2.31 : Évolution des valeurs de l'efficacité quantique maximale (Ymax) lors des trois campagnes de surveillance de Penly en 2012

La figure 2.32 ci-dessous 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.

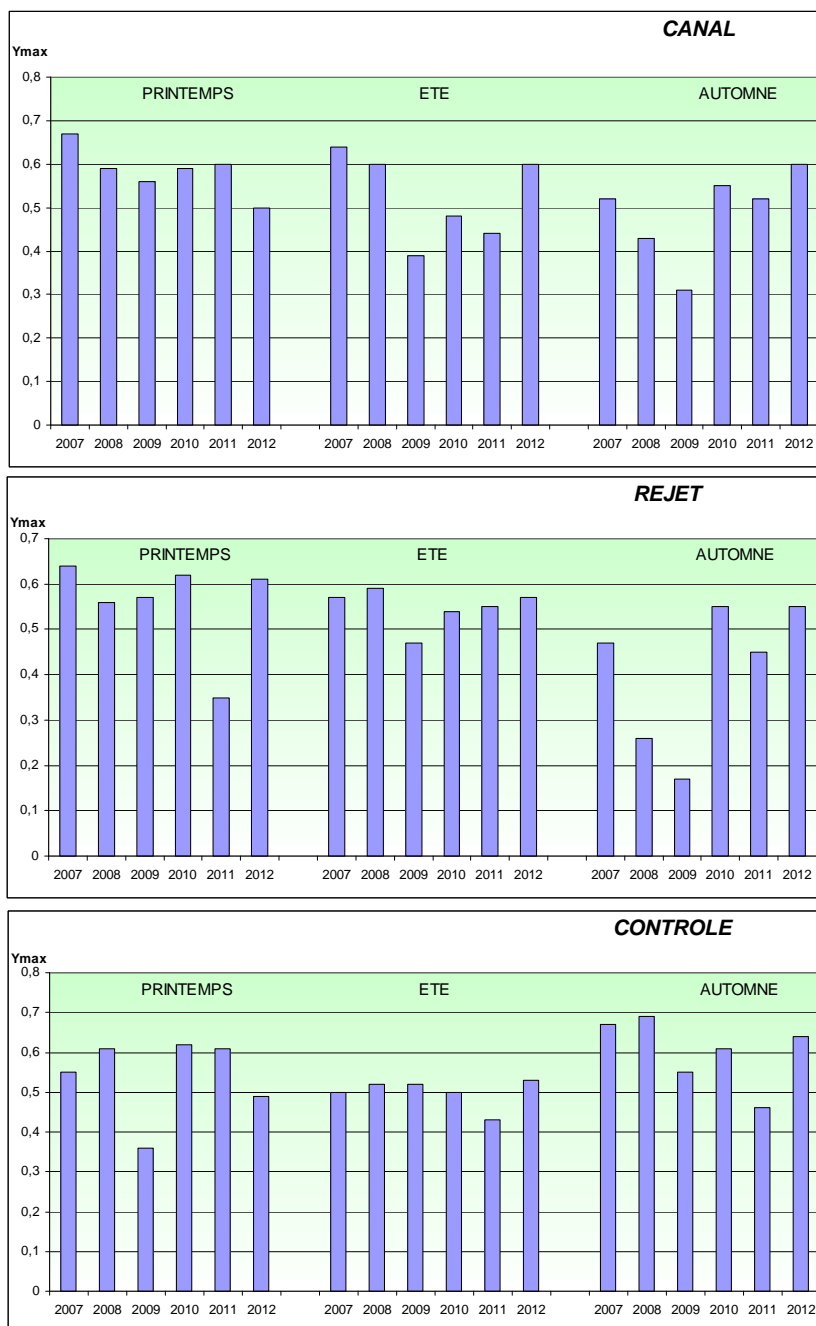


Figure 2.32 : Évolution des valeurs de Y_{max} de 2007 à 2012

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 sauf entre les points *canal* et *rejet* en automne.

Comparaison	Printemps	Eté	Automne
<i>Canal/Rejet</i>	0,612	0,790	0,005
<i>Canal/Contrôle</i>	0,292	0,057	0,122
<i>Référence/Rejet</i>	0,670	0,092	0,439
<i>Canal/Référence</i>	0,122	0,055	0,093
<i>Contrôle/Référence</i>	0,659	0,077	0,443
<i>Contrôle/Rejet</i>	0,796	0,157	0,268

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

Tableau 2.13 : Probabilité associée *p* des tests statistiques sur Ymax

2.2.2.3. Microphytoplancton

2.2.2.3.a Variations spatiales et saisonnières en 2012

Les abondances microphytoplanctoniques de 2012 sont présentées en figure 2.33. Les plus fortes abondances ont été observées au mois de juin avec un maximum de 309 200 cell/L sur le point *contrôle*. Les abondances les plus faibles sont observées en septembre. L'abondance minimale des campagnes 2012 est enregistrée au point *contrôle* avec 13 500 cellules par litre.

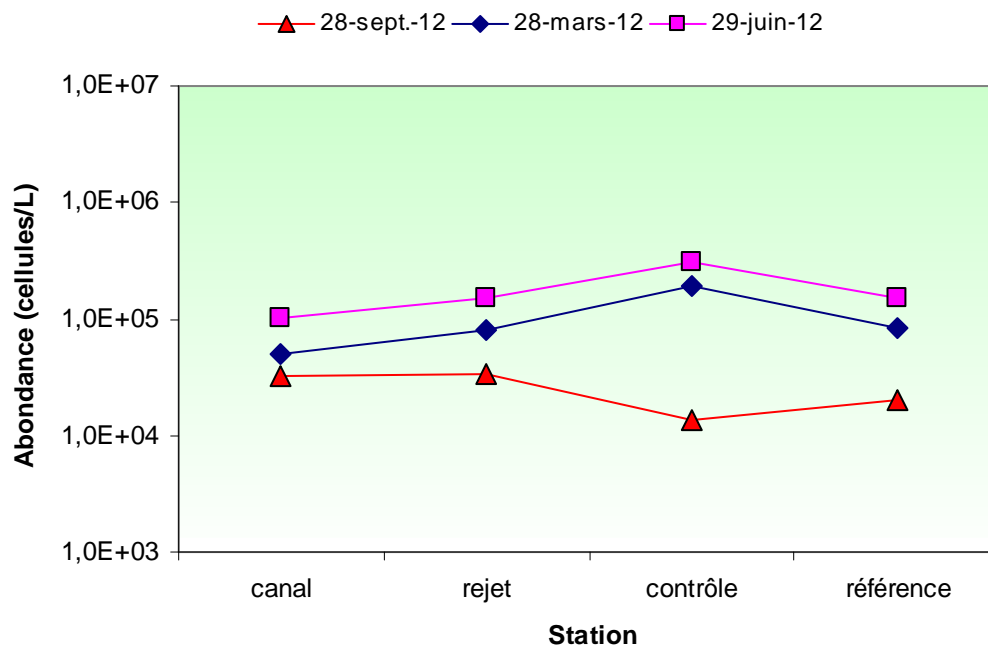


Figure 2.33 : Abondances du microphytoplancton pour l'année 2012

2.2.2.3.b Variations inter-annuelles

Lors des campagnes 2012, les abondances cellulaires mesurées sont toutes légèrement inférieures à celles observées en 2011 (figure 2.34).

Les valeurs d'abondance de cellules relevées sont, sur les quatre points suivis, les plus faibles en automne et les plus fortes en été.

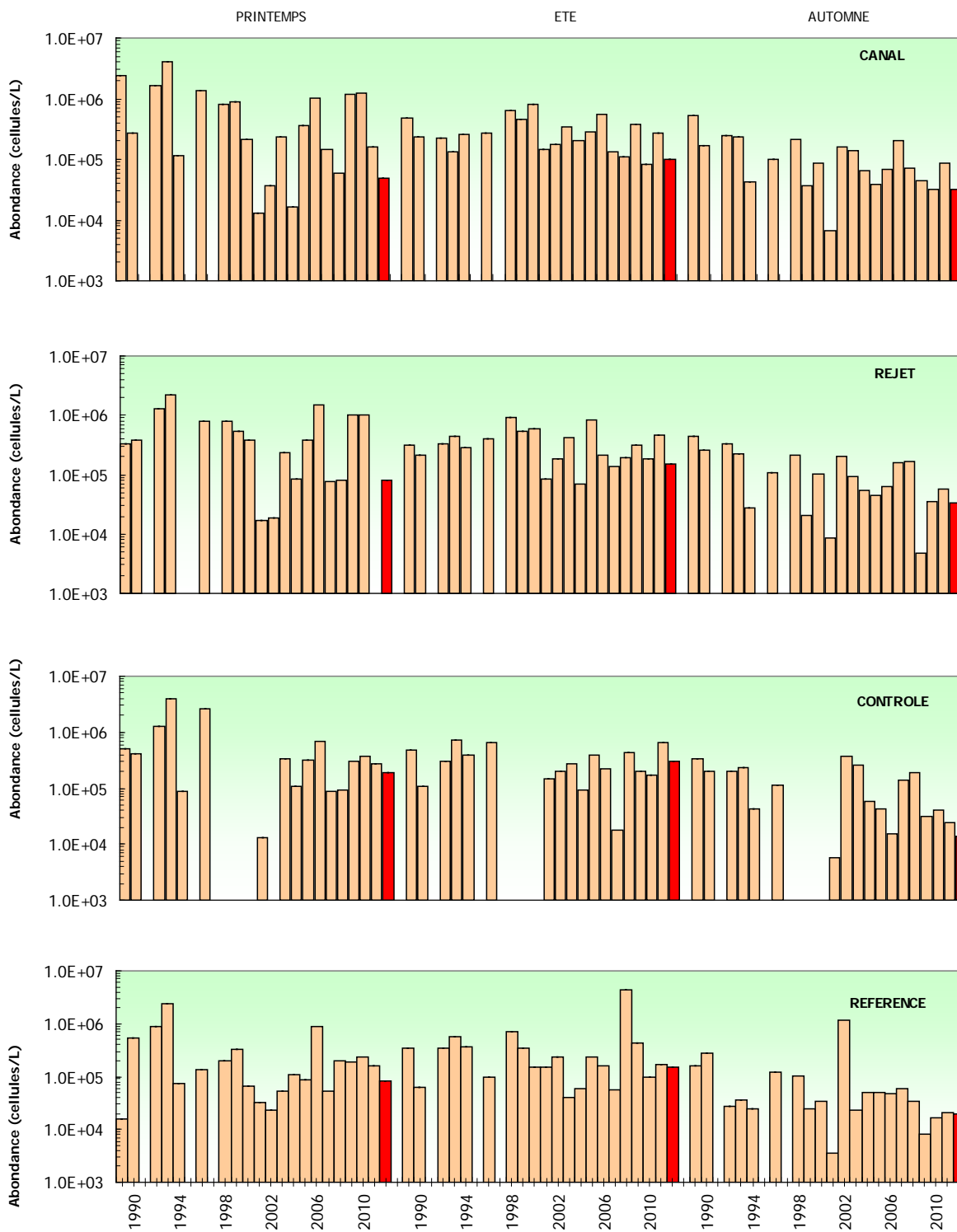


Figure 2.34 : Évolution de l'abondance phytoplanctonique de 1989 à 2012

La figure 2.35 présente l'abondance du phytoplancton sous forme de boîte à moustaches.

Les valeurs des campagnes de 2012 se trouvent au-dessous des médianes pour les 4 points échantillonnés, et plus particulièrement sur le point canal où les valeurs sont situées en dehors des boîtes représentant 50% des valeurs.

En mars, les dispersions des valeurs autour de la médiane sont supérieures à celles observées en été et en automne.

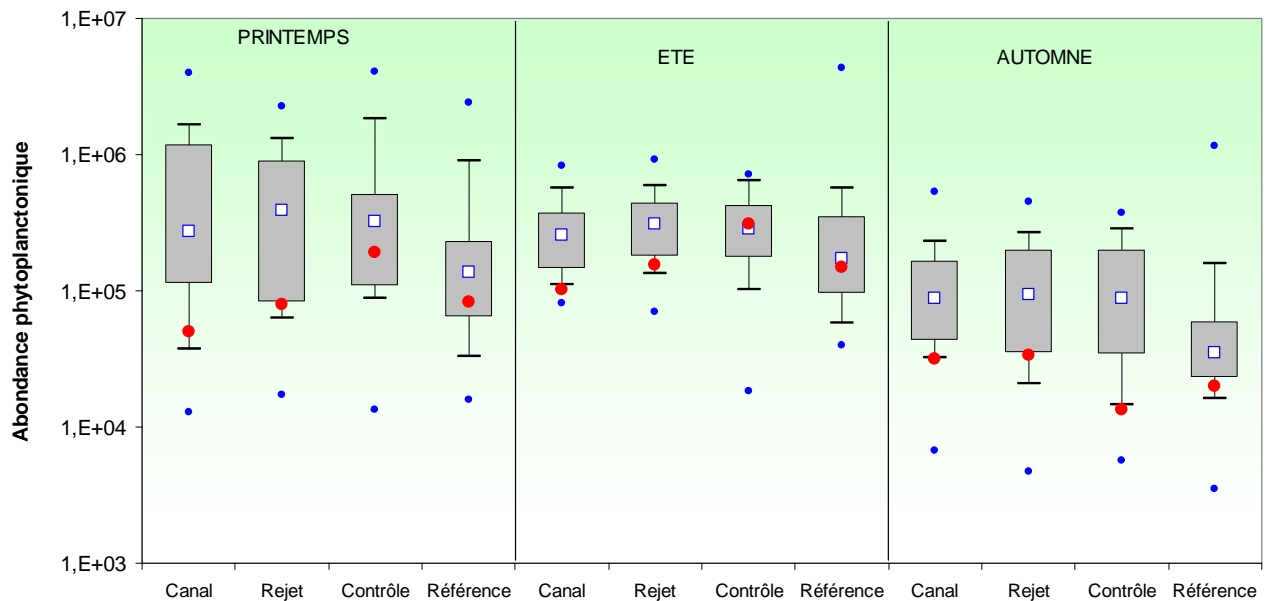


Figure 2.35 : Évolution de l'abondance phytoplanctonique de 1989 à 2012. Le point central représente la médiane (□) ; la boîte englobe 50 % des valeurs (▭) ; les moustaches, 80 % des valeurs (└─┘). Les points extrêmes, présentent les valeurs maximales et minimales (●). Le point rouge représente la valeur obtenue en 2012 (●)

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.

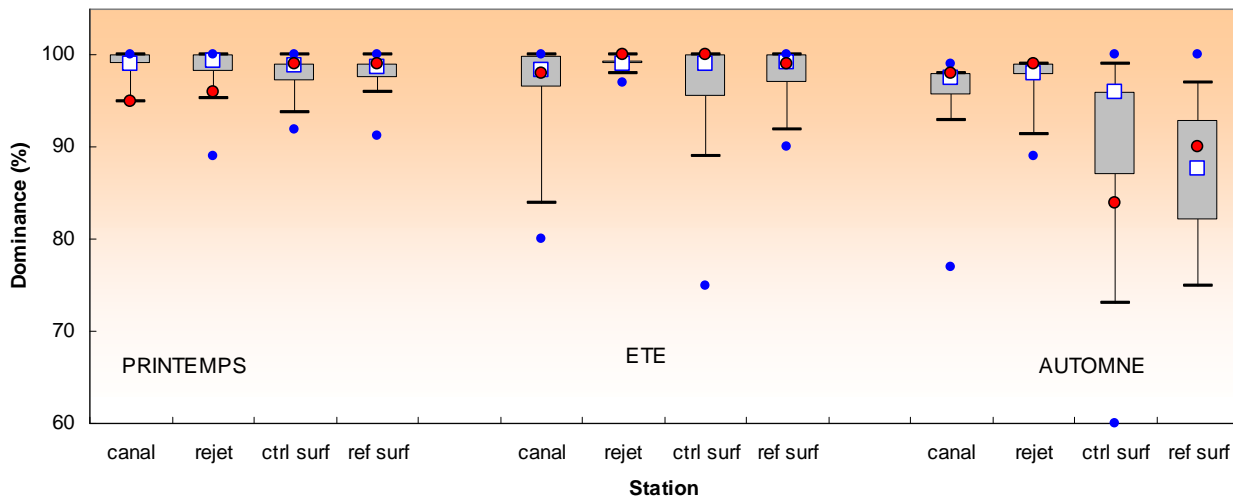


Figure 2.36 : Distribution des dominances de diatomées par point et par campagne depuis 2002. Le point central représente la médiane (□) ; la boîte englobe 50 % des valeurs (▭) ; les moustaches, 80 % des valeurs (┘┐). Les points extrêmes, présentent les valeurs maximales et minimales (●). Le point rouge représente la valeur obtenue en 2012 (●)

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 2.36 présente l'évolution spatiale et temporelle de la dominance des diatomées depuis 2002. En 2012, les diatomées représentent entre 84 et 100 % de la population microphytoplanctonique. Les valeurs de 2012 se situent aux alentours des médianes sauf pour le point *contrôle* en automne qui est inférieur à la boîte englobant 50% des valeurs.

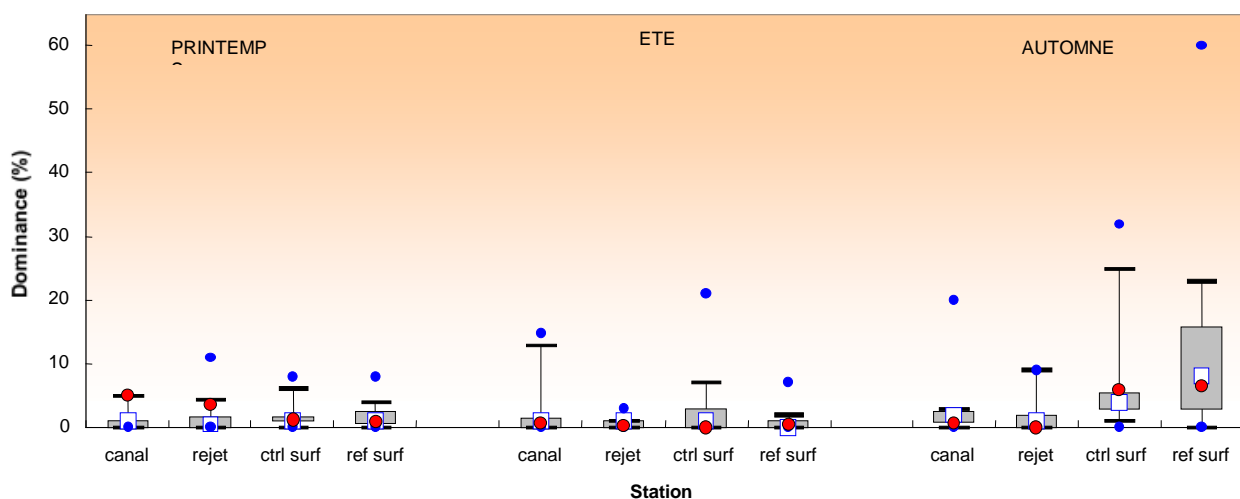


Figure 2.37 : Distribution des dominances de dinoflagellés par point et par campagne depuis 2002. Le point central représente la médiane (□) ; la boîte englobe 50 % des valeurs (▭) ; les moustaches, 80 % des valeurs (┘┐). Les points extrêmes, présentent les valeurs maximales et minimales (●). Le point rouge représente la valeur obtenue en 2012 (●)

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 2.37 présente l'évolution de la dominance des dinoflagellés depuis 2002. Les plus faibles valeurs et dispersions sont observées au printemps. En 2012, les valeurs sont pour la majorité des points proches de la médiane.

2.2.2.3.c Approche statistique

Les données 2012 modifient peu les tendances décrites les années précédentes. Les résultats des 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 du point *rejet*.

<i>Comparaison</i>	Printemps	Eté	Automne
<i>Canal/Rejet</i>	0,106	0,253	0,824
<i>Canal/Contrôle</i>	0,356	0,188	0,875
<i>Référence/Rejet</i>	0,004	0,705	0,751
<i>Canal/Référence</i>	0,006	0,538	0,792
<i>Contrôle/Référence</i>	0,077	0,610	0,839
<i>Contrôle/Rejet</i>	0,544	0,572	0,994

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 2012

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 2012 les diatomées constituent la classe dominante et représentent, à l'exception des points *canal* au printemps et *contrôle* en automne, plus de 98 % de la communauté microphytoplanctonique (tableau 2.15).

Campagne	Station	MICROPHYTOPLANCTON				TOTAL	Dinoflagellés %	Diatomées %
		diatomées	dinoflagellés	euglènes	silicoflagellés			
IGA 2012-1	canal	36400	2000	0	0	38400	5	95
IGA 2012-1	rejet	76600	3000	200	0	79800	4	96
IGA 2012-1	ctr surf	71000	800	0	0	71800	1	99
IGA 2012-1	ref surf	81200	800	200	0	82200	1	99
IGA 2012-2	canal	100700	800	800	0	102300	1	98
IGA 2012-2	rejet	153000	200	400	0	153600	0	100
IGA 2012-2	ctr surf	308800	200	200	0	309200	0	100
IGA 2012-2	ref surf	149200	600	600	0	150400	0	99
IGA 2012-3	canal	31300	200	300	0	31800	1	98
IGA 2012-3	rejet	33200	0	200	0	33400	0	99
IGA 2012-3	ctr surf	11400	800	1300	0	13500	6	84
IGA 2012-3	ref surf	17900	1300	800	0	20000	7	90

Tableau 2.15 : Abondances des principales classes algales en 2012

Dans les zones côtières de l'Atlantique nord-est et de la Manche, l'essentiel du microphytoplancton est composé de diatomées (tableau 2.15). 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 73 000 cellules par litre sur le point *référence* en septembre.

Les principales espèces dénombrées en 2012 ont été les suivantes :

- Mars 2012 :

Les diatomées ont représenté entre 95 et 99 % de la communauté microphytoplanctonique de surface en mars, avec une dominance de *Thalassosira* sur les 4 points de suivi. Cette famille de phytoplancton représente jusqu'à 32% de la population phytoplanctonique sur le point *rejet*.

Les *Rhizosolenia* sont également bien représentés, notamment sur le point *contrôle* avec plus de 20 000 cell/L ce qui représente 28% de la population phytoplanctonique.

Les abondances relevées sont ensuite réparties de façon hétérogène :

Skeletonema costatum est une petite diatomée (environ 10µm) en chaine de petite taille. On la trouve à hauteur de 18% de la population sur le point *canal*. Elle est également présente sur les autres points en moindre quantité.

Ditylum brightwellii est une grosse diatomée solitaire. Elle est présente à toutes les saisons mais à d'un peu plus fortes concentrations (jusqu'à 12% de la population) en mars sur le point *contrôle*.

Les dinoflagellés ont représenté 1 à 5% du microphytoplancton avec des abondances maximales de 3000 cellules par litre au point *rejet*. Les genres principalement présents étaient des *Gyrodinium.sp* ainsi que des *Prorocentrum*.

Très peu d'euglènes (maximum 800 cellules/L sur le point *canal*) et aucun silicoflagellés ont été dénombrés.

Campagne	Station	pourcentage de DIATOMÉES										Cumul %
		Rhiz	Dity	Guin	Chae	Thal	PSNZ	Skelcos	thaanit	Lept	Aster	
IGA 2012-1	canal	24	4	1	0	21	0	18	8	1	10	86
IGA 2012-1	rejet	21	9	1	1	32	1	6	10	5	1	85
IGA 2012-1	ctr surf	28	12	3	1	26	0	6	4	7	10	97
IGA 2012-1	ref surf	18	2	0	0	10	0	9	4	0	5	46
IGA 2012-2	canal	9	0	15	0	0	9	0	21	35	0	88
IGA 2012-2	rejet	9	2	23	0	0	1	0	7	55	0	97
IGA 2012-2	ctr surf	11	0	1	0	0	0	0	1	82	0	95
IGA 2012-2	ref surf	28	2	23	0	0	7	2	3	29	0	93
IGA 2012-3	canal	0	0	0	1	4	2	8	1	1	0	17
IGA 2012-3	rejet	1	0	2	0	0	1	4	2	4	4	16
IGA 2012-3	ctr surf	0	3	1	0	15	6	0	7	0	2	33
IGA 2012-3	ref surf	1	4	2	12	1	4	0	7	8	0	37

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*

Tableau 2.16 : Abondances des principaux genres de diatomées en 2012

- Juin 2011 :

Les diatomées ont représenté plus de 98 % de la communauté phytoplanctonique de surface en juin, avec des abondances variant entre 102 300 cellules par litre sur le point *canal* à 309 200cell/L sur le point *contrôle* (tableau 2.15).

Le genre *Leptocylindrus* est caractérisé par des cellules coloniales, cylindriques et allongées. Leurs frustules sont étroitement réunis entre eux pour former des chaînes filamenteuses. Il est majoritaire dans le microphytoplancton à cette période avec une dominance qui peut atteindre 82 % sur le point *contrôle* (tableau 2.16).

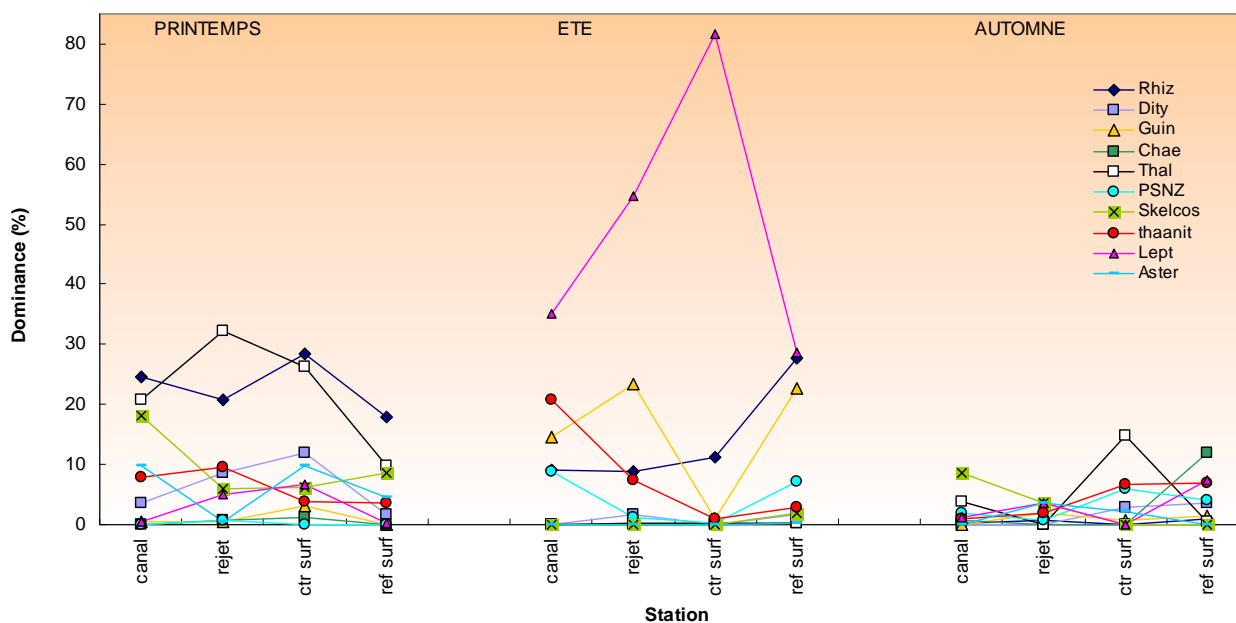
Les *Guinardia* représentent jusqu'à 23 % de la communauté au point *référence*, 23 % également au point *rejet* et 15 % sur le point *canal*.

Sur le point le plus au large, le point *référence*, le genre *Rhizosolenia* est également bien présent avec 28% de cellules/L.

Les dinoflagellés en juin représentent maximum 1% des dominances.

Aucune cellule de silicoflagellés n'ont été observées au mois de juin. Les euglènes ont été dénombrés sur tous les points avec un maximum de 800cell/L sur le point *canal*.

La présence de cryptophycées a été observée sur tous les points avec un maximum de 35 600 cellules par litre au point *référence* et un minimum de 2400 cell/L sur le point *canal*.



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 2.38 : Distribution des dominances (%) de diatomées pour l'année 2012

- Septembre 2012 :

Les diatomées ont représenté plus de 84 % de la communauté phytoplanctonique de surface en septembre, avec des abondances variant entre 13 500 cellules par litre sur le point *contrôle*, 20 000 cell/L sur le point *référence*, 31 800 cell/L sur le point *canal* et un maximum de 33 400 cell/L sur le point *rejet* (tableau 2.15).

De même qu'en mars et en juin, les peuplements phytoplanctoniques du mois de septembre sont très hétérogènes (tableau 2.16).

Aucune espèce ne domine réellement en automne, quel que soit le point observé.

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.

Sur les points *canal* et *référence*, on observe que 8% des diatomées sont représentées par des *leptocylindrus* et des *Skeletonema costatum*.

Les dinoflagellés ont représenté un maximum de 7% du microphytoplancton en septembre sur le point *référence*.

Les euglènes ont été dénombrés sur les quatre points de suivi avec un maximum de 1300 cellules/L sur le point *contrôle*.

Comme en mars et en juin, les silicoflagellés n'ont pas été observés.

Des cryptophycées, représentant la fraction nanophytoplanctonique, ont été observés en septembre avec un minimum de 1800 cellules/L sur le point *contrôle* et un maximum de 73 000 cell/L sur le point *référence*.

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 2011 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
28-mars-12	72	-9	-61
29-juin-12	20	51	-50
28-sept-12	36	27	-5

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

En mars, juin et septembre 2012, la chlorophylle apparaît en déficit au point *rejet* par rapport au point *canal*. Ce déficit est également observé en juin et septembre pour la production primaire.

A contrario, l'abondance microphytoplanctonique présente un excès lors des 3 sessions de prélèvement.

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

L'année 2012, notamment au printemps et en été, a en général été caractérisée par des concentrations en chlorophylle inférieures aux trois années précédentes sur les quatre points échantillonnés. En automne, les valeurs sont sensiblement identiques à celles observées en 2011. Les valeurs ont cette année, varié entre 1,31µg/L sur le point *référence* en automne et 13µg/L sur le point *canal* au printemps.

Les plus fortes abondances de microphytoplancton ont été observées au mois de mars et les plus faibles en septembre. L'abondance minimale des campagnes 2012 a été enregistrée au point *contrôle* avec 13500 cellules par litre en septembre.

Plus de 84% des cellules phytoplanctoniques recensées sur les quatre points et au cours des différentes saisons sont des diatomées. A l'instar des années précédentes, les diatomées dominent largement la communauté phytoplanctonique à proximité de Penly

Les plus fortes abondances de diatomées ont été observées au mois de juin mais les espèces sont réparties selon les points de façon très hétérogène. On note cependant une dominance des *Leptocylindrus* puis des *Guinardia* et des *Thalassionema*.

Au mois de mars et juin, on observe un gradient côte-large de l'abondance microphytoplanctonique.

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 2012 sont comprises entre 112 sur le point *rejet* en juin et 314 sur le point *canal* en septembre.

Les valeurs de Y_{max} en 2012 varient entre 0,39 et 0,64, elles indiquent que lors des trois campagnes, les populations phytoplanctoniques étaient dans un meilleur état physiologique qu'en 2011.

Le cycle saisonnier du phytoplancton ainsi que la structure des communautés phytoplanctoniques observés en 2012 ne présentent pas de caractéristiques pouvant mettre en cause l'activité du CNPE de Penly. Leur évolution dans le temps est en concordance avec celle observée généralement sur la zone côtière de la Manche.

A partir de l'étude des paramètres suivis dans le compartiment phytoplanctonique en 2012, nous ne pouvons donc pas conclure à l'existence d'un déséquilibre du milieu, généré par l'activité du CNPE de Penly.

2. Le domaine pélagique

Chapitre Microbiologie

Rapport

Philippe Monbet (PM Consulting)

Prélèvements

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

Analyses

Laboratoire départemental Franck Duncombe, Caen

2.3. Microbiologie

Un suivi de l'évolution de ces peuplements 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.

Les vibrions halophiles sur le territoire français

Les vibrions halophiles sont des bactéries anaérobies facultatives, à Gram négatif (Vaillant *et al*, 2005). Ce sont des hôtes naturels du milieu marin et plus particulièrement des eaux côtières et estuariennes. Seules quelques espèces du genre *Vibrio* présentent une activité pathogène pour l'homme. On distingue les **vibrions cholériques**, responsables du choléra et appartenant aux sérogroupes O1 et O139 de l'espèce *Vibrio cholerae*, et les **vibrions non cholériques** appartenant aux sérogroupes non-O1 et non-O139 de l'espèce *V. cholerae* et à d'autres espèces du genre *Vibrio*, en particulier *Vibrio alginolyticus*, *Vibrio vulnificus*, *Vibrio parahaemolyticus*, *Vibrio fluvialis* et *Vibrio hollisae* (Quilici *et al*, 2005). *Photobacterium damsela*, anciennement appelée *Vibrio damsela*, puis *Listonella damsela* est plutôt reconnue comme une souche pathogène pour les poissons (Euzéby, 2000).

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

Depuis 1995, le CNRVC1 a mis en place un système de surveillance des infections à vibrions non cholériques sur le territoire français. Il reçoit les souches, isolées par les laboratoires hospitaliers et d'analyse biologique et médicale, pour identification, ou confirmation d'identification et caractérisation moléculaire (Vaillant *et al*, 2005). Le tableau 2.17 propose une synthèse des souches de vibrions non cholériques identifiées, responsables d'infections humaines entre 1995 et 2005 sur le territoire français.

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

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

Espèces Identifiées

nombre de cas d'infection (%)

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

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

(1) Geneste *et al.* 2000

(2) Quilici *et al.* 2000

(3) Quilici *et al.* 2005

(4) Quilici et Fournier. 2004

(5) Quilici et Fournier. 2005

Tableau 2.18 : Souches de vibrions non cholériques responsables d'infections humaines identifiées par le CNRVC entre 1995 et 2005

Les souches de *V. cholerae*, *V. parahaemolyticus* et *V. vulnificus* sont responsables des manifestations cliniques les plus sévères (Quilici *et al.*, 2000). *V. cholerae* est une espèce qui peut survivre dans un environnement moins salé que les autres espèces halophiles. De ce fait, son ubiquité et les infections graves qu'elle entraîne, contribuent à sa forte présence dans le recensement du CNRVC, représentant à elle seule, 49 % des cas d'infections. Alors que, d'après l'étude menée par Hervio-Heath *et al.* (2002), sur la recherche d'espèces de vibrions potentiellement pathogènes dans l'environnement marin des côtes et estuaires français entre juillet et septembre 1999, seulement 3 souches de *V. cholerae* ont été identifiées sur un total de 189. Quant à *V. alginolyticus*, qui est responsable d'infections plus bénignes, elle était l'espèce prédominante sur le littoral français avec 99 souches identifiées sur 189. Pour information, suivaient les souches de *V. parahaemolyticus* (41/189) et *V. vulnificus* (20/189). Quelques éléments doivent toutefois nuancer ce constat. Pour des raisons méthodologiques, il est difficile de comparer ces chiffres du fait d'un bilan épidémiologique mené entre 1995 et 2005 d'une part, et une étude de 189 souches isolées durant 3 mois de l'année 1999 d'autre part. Par ailleurs, la proportion de cas cliniques de 49% associés à l'espèce *V. cholerae*, comporte très certainement pour près de la moitié d'entre eux des cas contractés lors de voyages à l'étranger (c'est le cas de 45% des cas de vibrioses non cholériques imputés à cette espèce, répertoriés par l'InVS et le CNRVC de 1995 à 2009) et sans aucune relation avec les espèces du littoral français.

Dans le milieu marin, plusieurs facteurs écologiques influencent le cycle biologique des vibrions halophiles. On distingue la température, la salinité, la concentration en matière organique et en nutriments, des sédiments et du plancton utilisés comme support (West, 1989 ; Miossec, 2002). La température de l'eau de mer contribue ainsi à la saisonnalité des apparitions de vibrions non cholériques. Les espèces *V. fluvialis*, *V. hollisae*, *V. parahaemolyticus* et *V. vulnificus* s'observent principalement entre la fin de l'été et le début de l'automne. Alors que *V. cholerae* et *V. alginolyticus* peuvent être identifiées tout au long de l'année (Quilici *et al.*, 2000). En saison froide, les vibrions non cholériques survivent sous une forme "viable non cultivable" dans les sédiments des eaux côtières. Ils s'y multiplient et réapparaissent dans la colonne d'eau et les produits de la mer lorsque la température de l'eau s'élève et que les conditions redeviennent favorables à leur croissance (Vaillant *et al.*, 2005).

La salinité influence également la distribution spatiale des souches de vibrions non cholériques. En effet, l'étude menée par Hervio-Heath *et al.* (2002), indique qu'une salinité > 25 ‰ induit des effets

sur la distribution de *V. vulnificus*, qui est plus souvent observé dans les eaux estuariennes que marines.

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 28 mars, 29 juin et 28 septembre 2012 à bord du navire océanographique *NO DELPHY*. Les échantillons d'eau ont été prélevés au moyen de flacons stériles, et conservés au frais jusqu'à analyse.

Les points échantillonnés ont été les suivants :

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

La stratégie d'échantillonnage suivie en 2012 est présentée dans le tableau 2.19. Deux réplicats ont été réalisés pour le dénombrement des germes revivifiables et vibrions halophiles.

Points suivis	Niveau d'échantillonnage	Germes totaux*	Germes revivifiables	Vibrions halophiles
<i>Canal</i>	Surface	1	2	2
<i>Rejet</i>	Surface	1	2	2
<i>Contrôle</i>	Surface	1	2	2
<i>Référence</i>	Surface	1	2	2

* deux réplicats ont été réalisés en septembre sur l'ensemble des stations

Tableau 2.19 : Stratégie d'échantillonnage du compartiment microbiologie en 2012

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 centrales nucléaires 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 μm 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 μm ,

- détermination par épifluorescence.

Toutes les bactéries non vivantes 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)

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 centrales 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) 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 (tableaux 2.23 et 2.24).

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,
- incubation 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 colonies en milieu Zobell et incubation à $36 \pm 2^{\circ}\text{C}$ pendant 24 h,
- tests divers et recherche de pathogènes (Gram, oxydase, identification par Api 20^E ou Vitek. Si suspicion de *V.cholerae* : test d'halophilie par galerie en NaCl 0 à 10% (0, 3, 6, 8 et 10%). Détecter différentes espèces de vibrions par technique de PCR interne).

2.3.2. Résultats

2.3.2.1. Récapitulatif des résultats des analyses microbiologiques pour l'année 2012

Les résultats acquis au cours des différentes campagnes sur le site de Penly en 2012 sont présentés dans le tableau 2.20. Les valeurs retenues pour les quantités de germes revivifiables sont celles du plus fort répliquat pour le point *rejet* et la moyenne des deux répliquats pour les points *canal*, *référence* et *contrôle*. Le nombre de vibrions halophiles est l'addition du nombre de « présence » et de « suspicion ».

Un traitement statistique a été réalisé pour les germes totaux et revivifiables pour la période 1991-2012 ainsi que pour les vibrions halophiles entre 2004 et 2012. 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 le test de Wilcoxon.

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

		<i>Canal</i>	<i>Rejet</i>	<i>Référence</i>	<i>Contrôle</i>	
28 Mars		<i>Germes totaux (germes/mL)</i>	1 900 000	2 000 000	1 200 000	1 200 000
		<i>Germes revivifiables (germes/mL)</i>	1 159	968	485	424
	VH	<i>V. halophiles/L</i>	40Va	1Va	30Va	1Va
		<i>Identif. de v. halophiles</i>	Va	Va	Va	Va
<hr/>						
29 Juin		<i>Germes totaux (germes/mL)</i>	3 000 000	2 300 000	1 900 000	1 800 000
		<i>Germes revivifiables (germes/mL)</i>	1 121	378	148	355
	VH	<i>V. halophiles/L</i>	100Va + 10Vp	< 1	< 1	< 1
		<i>Identif. de v. halophiles</i>	Va, Vp	absence	absence	Absence
<hr/>						
28 Septembre		<i>Germes totaux (germes/mL)</i>	1 800 000	2 100 000	1 650 000	1 500 000
		<i>Germes revivifiables (germes/mL)</i>	1 148	678	419	405
	VH	<i>V. halophiles/L</i>	360Va + 100Vc (non-O1/non-O139 sans gène de la toxine cholérique)	< 1	< 1	3Va
		<i>Identif. de v. halophiles</i>	Va, Vc	absence	absence	Va

. Va = *Vibrio alginolyticus* ; Vc = *Vibrio cholerae*; Vv = *Vibrio vulnificus*; Vf = *Vibrio fluvialis*; Vp = *Vibrio parahaemolyticus* // susp=suspicion

Tableau 2.20 : Récapitulatif des résultats de microbiologie pour 2012 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 2012

La figure 2.39 présente l'évolution des quantités de germes totaux dénombrés en 2012. Les abondances varient de 1 200 000 germes/mL observées au point *référence* et *contrôle* au printemps à 3 000 000 germes/mL au *canal* en été. La distribution spatiale du nombre de germes totaux en 2012 est généralement caractérisée par un gradient décroissant côte-large, même si cette année le gradient entre les points *canal* et *rejet* d'une part, et *contrôle* et *référence* d'autre part, est peu marqué au printemps et en automne. Sur le plan temporel, les variations sont faibles, mais les

abondances sont tout de même les plus élevées au mois de juin. Celles de mars et septembre sont plus faibles et relativement similaires sur l'ensemble des stations.

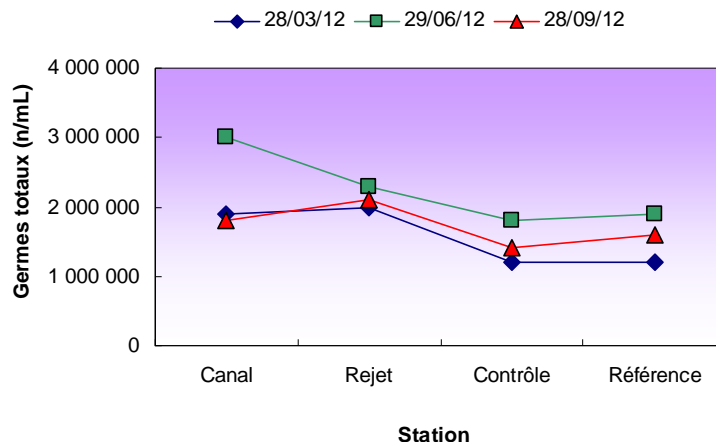


Figure 2.39 : Évolution des quantités de germes totaux par mL dénombrés par épifluorescence en 2012

2.3.2.2.b Variations interannuelles des germes totaux

La figure 2.40 présente les variations du nombre de germes totaux depuis 1989.

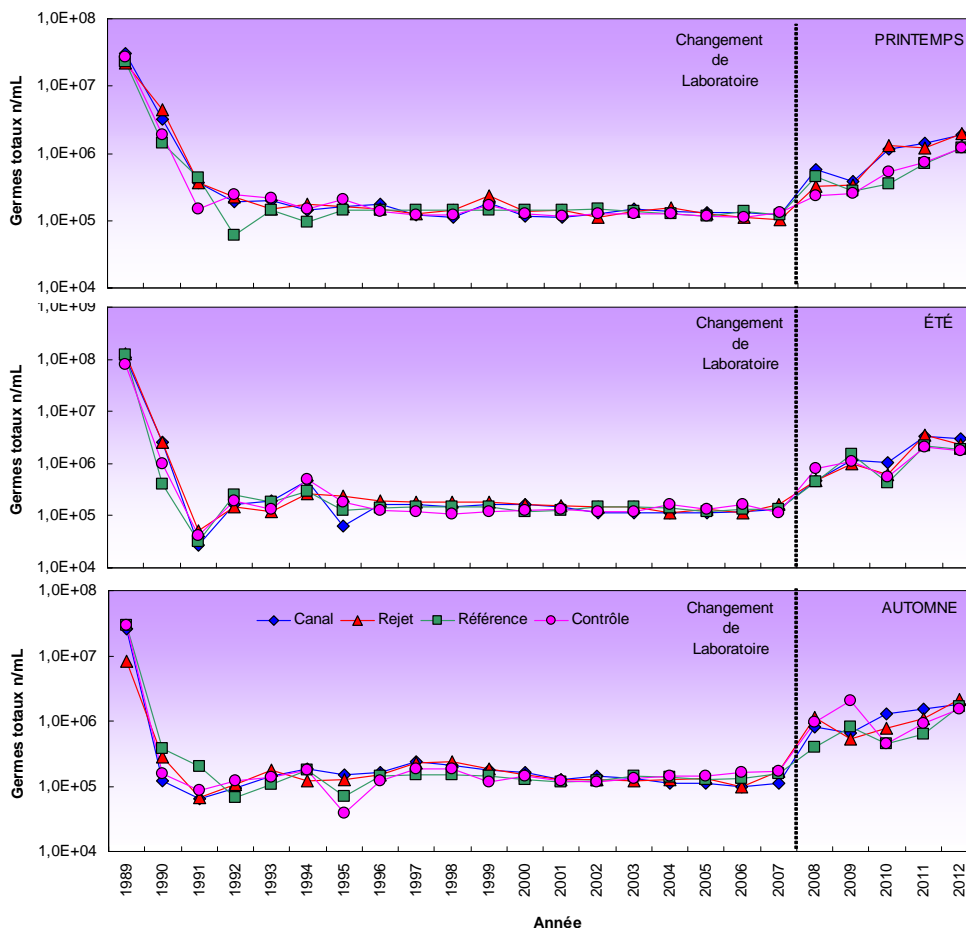


Figure 2.40 : Évolution des quantités de germes totaux depuis 1989

En 2012, l'abondance en germes totaux est en hausse par rapport à l'année passée sur l'ensemble des stations au printemps et en automne. En été, les abondances sont en légère baisse sur l'ensemble des points de surveillance. Dans l'ensemble le nombre de germes totaux reste supérieur aux valeurs

(stables) enregistrées entre 1992 et 2007. Néanmoins, les niveaux observés cette année sont toujours compris entre ceux de 1989 et 1991.

La figure 2.41 présente sous forme de *boîtes à moustaches* la distribution du nombre de germes totaux sur la période 1991-2012. Les valeurs obtenues en 2012 sont systématiquement supérieures aux médianes pluriannuelles aux différents points et tout au long de l'année.

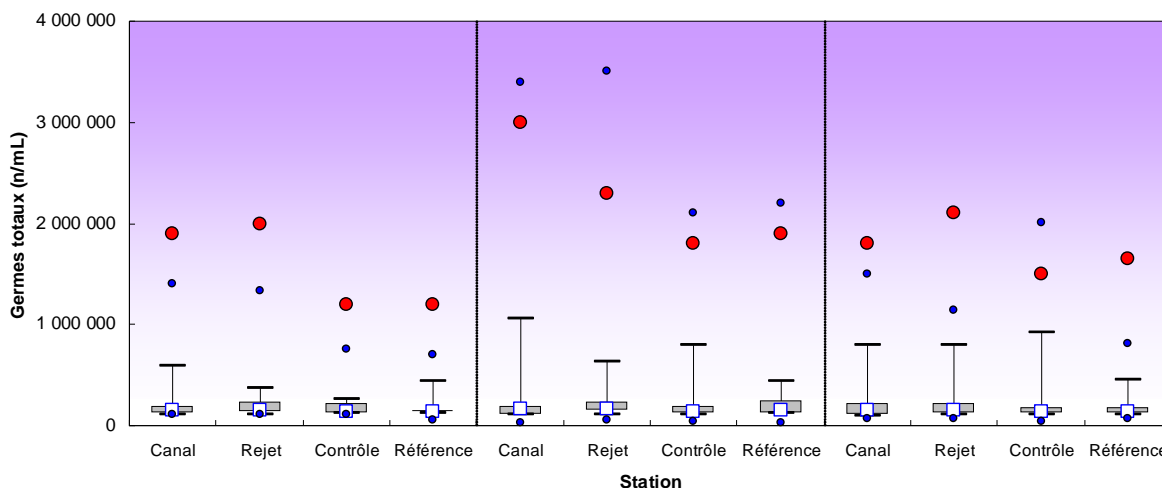


Figure 2.41 : Distributions des quantités de germes totaux (nombre par mL) depuis 1991. Le point central représente la médiane (□) ; la boîte englobe 50 % des valeurs (▭) ; les moustaches, 80 % des valeurs (└─)□. Les points extrêmes, présentent les valeurs maximales et minimales (●). Le point rouge représente la valeur obtenue en 2012 (●)

Au printemps, les abondances mesurées cette année représentent les nouveaux maxima de la série de surveillance sur l'ensemble des stations. En été, les valeurs 2012 sont élevées, mais elles restent inférieures aux maxima atteints l'an passé. En automne, à l'exception du point *contrôle* qui est caractérisé par une abondance importante, les valeurs 2012 définissent les nouveaux maxima de la série de surveillance depuis 1991. Ces valeurs élevées reflètent certainement encore cette année la forte variabilité de ce paramètre. Mais le changement de laboratoire d'analyses, depuis cinq ans maintenant, a certainement une influence importante étant donné que les dénombrements reposent essentiellement sur l'identification visuelle de l'opérateur.

2.3.2.2.c Approche statistique

Le tableau 2.21 présente les résultats des tests statistiques réalisés sur le nombre de germes totaux dénombrés par épifluorescence depuis 1991.

Comparaison	Printemps	Été	Automne
Canal / Rejet	0,821	0,677	0,948
Référence / Rejet	0,173	0,089	0,059
Canal / Référence	0,048	0,487	0,085
Contrôle / Référence	1,000	0,485	0,159
Contrôle / Canal	0,028	0,321	0,483
Contrôle / Rejet	0,028	0,236	0,166

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

Tableau 2.21 : Probabilité associée *p* des tests statistiques sur les germes totaux (n=22 pour chaque point et chaque saison)

L'intégration des résultats obtenus en 2012 dans l'étude statistique fait apparaître trois nouvelles différences significatives au printemps entre les points *canal/référence*, *canal/contrôle* et *contrôle/rejet*. L'apparition de ces différences significatives pourrait être liée à la présence du gradient existant entre les points côtiers (*canal* et *rejet*) et les points du large (*contrôle* et *référence*). Historiquement, lors des premières campagnes de surveillance sur le site de Penly, le nombre total de germes atteignait les 10 millions de germes par mL. Depuis 1991, le nombre de germes a fortement diminué (d'un facteur 100) et est resté remarquablement stable entre 2000 et 2007. Les cinq dernières années de surveillance ont été caractérisées par une augmentation du nombre de germes totaux. Cependant, les résultats statistiques ne permettent pas de conclure à une influence de l'activité de la centrale sur l'environnement marin proche.

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 2012

La figure 2.42 présente l'évolution des quantités de germes revivifiables dénombrés en 2012

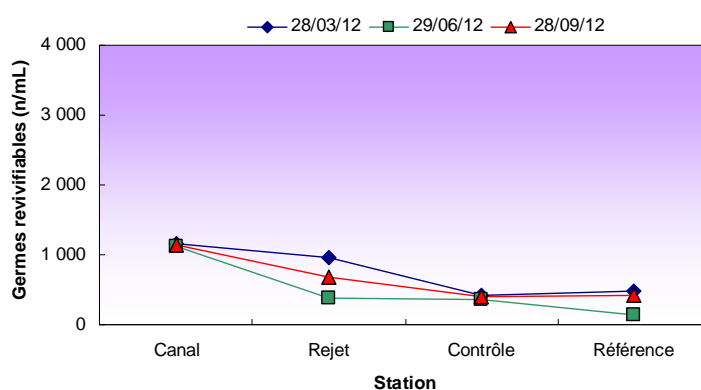


Figure 2.42 : Évolution des quantités de germes revivifiables (nombre par mL) en 2012

Le nombre de germes revivifiables a varié en 2012 de 148 germes/mL en juin au point *référence* à 1 159 germes/mL en mars au point *canal*. Les variations spatiales de germes revivifiables en 2012 sont caractérisées par un gradient décroissant côte-large. Les abondances sont sensiblement plus faibles en été, mais elles restent globalement du même ordre de grandeur tout au long de l'année.

2.3.2.3.b Variations interannuelles des germes revivifiables

La figure 2.43 présente les variations du nombre de germes revivifiables depuis 1989. En 2012, le nombre de germes revivifiables est relativement stable au printemps, en diminution en été et en augmentation en automne par rapport à 2011. Les résultats obtenus en 2012 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.

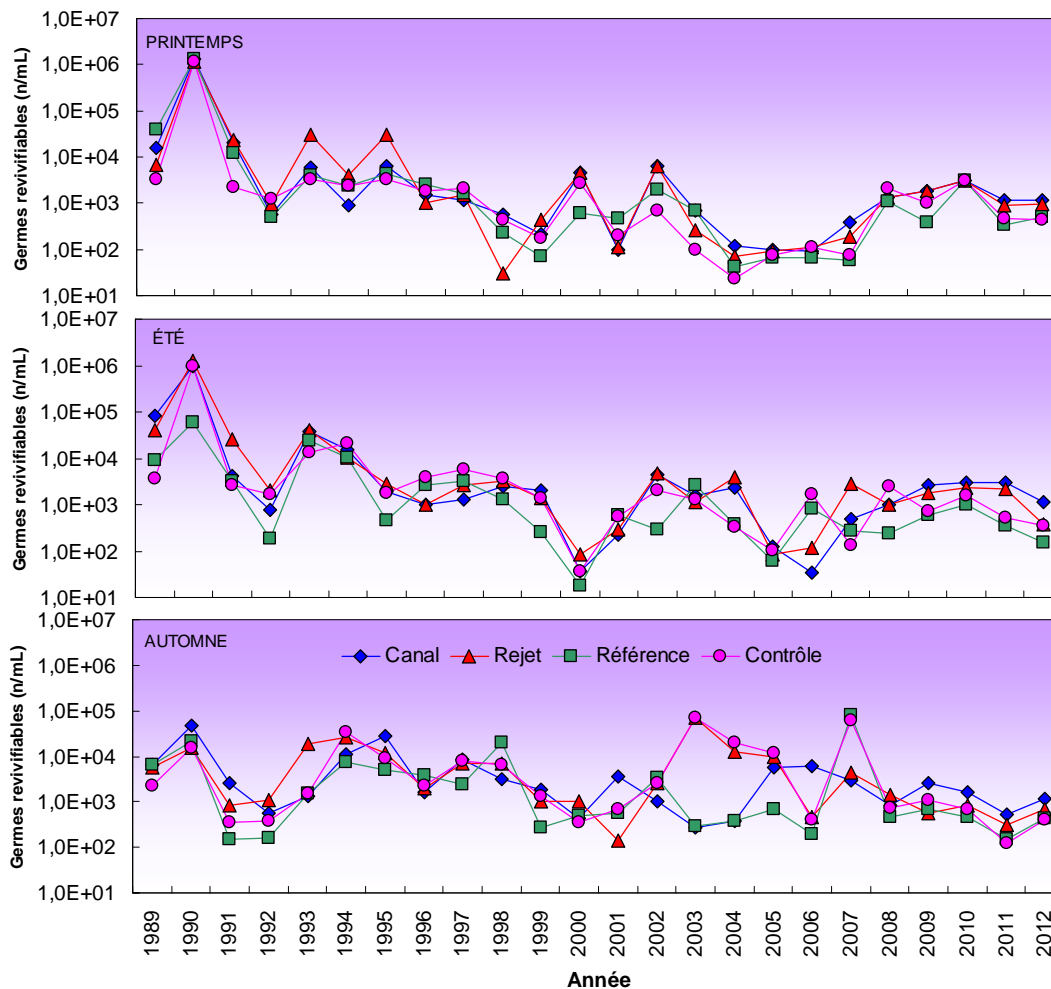


Figure 2.43 : Évolution des quantités de germes revivifiables (nombre par mL) depuis 1989

La figure 2.44 présente sous forme de boîtes à moustaches la distribution du nombre de germes revivifiables sur la période 1991-2012.

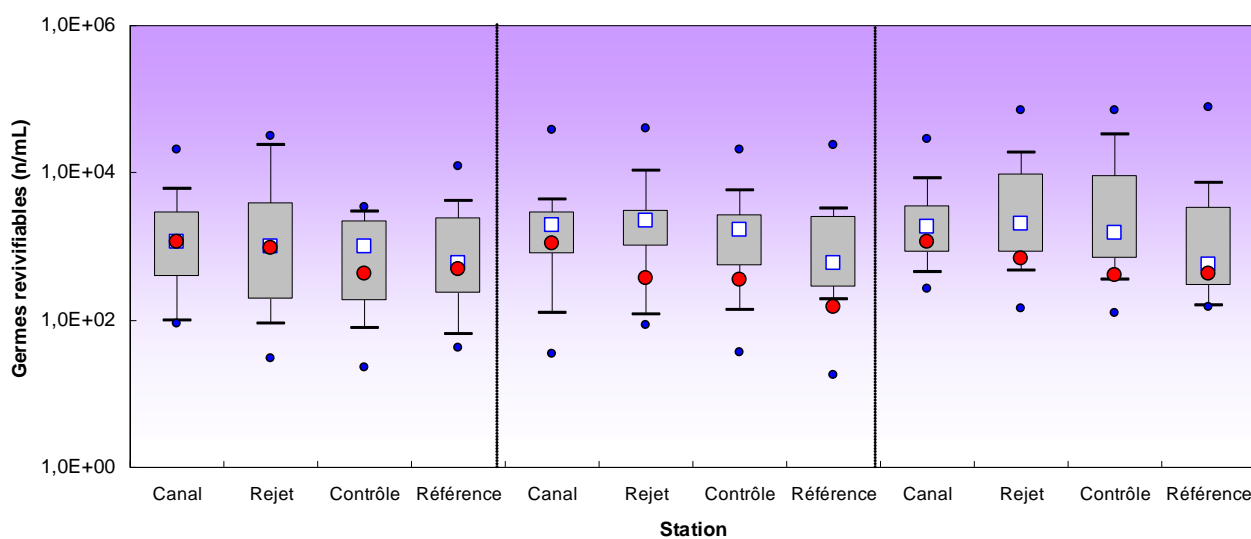


Figure 2.44 : Distributions des quantités de germes revivifiables (nombre par mL) depuis 1991. Le point central représente la médiane (\square) ; la boîte englobe 50 % des valeurs (\square) ; les moustaches, 80 % des valeurs (---). Les points extrêmes, présentent les valeurs maximales et minimales (\bullet). Le point rouge représente la valeur obtenue en 2012 (\bullet)

Les valeurs observées au cours de la campagne printanière en 2012 sont généralement proches des médianes pluriannuelles sur l'ensemble des points. En été et en automne, les abondances mesurées cette année sont inférieures à leurs médianes pluriannuelles respectives. Les abondances mesurées cette année suivent globalement les tendances décrites par les médianes pluriannuelles.

2.3.2.3.c Approche statistique

Le tableau 2.22 présente les résultats des tests statistiques pratiqués sur le nombre de germes revivifiables depuis 1991.

Comparaison	Printemps	Été	Automne
Canal / Rejet	0,330	0,266	0,483
Référence / Rejet	0,014	0,005	0,068
Canal / Référence	0,026	0,010	0,105
Contrôle / Référence	0,867	0,038	0,082
Contrôle / Canal	0,102	0,490	0,750
Contrôle / Rejet	0,065	0,288	0,578

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

Tableau 2.22 : Probabilité associée *p* des tests statistiques pour les germes revivifiables sur milieu de Zobell
(n=22 pour chaque point et chaque saison)

L'intégration des résultats de 2012 modifie sensiblement les résultats des tests statistiques sur les germes revivifiables par rapport à l'an dernier. Aux quatre différences significatives présentes l'an passé (au printemps et en été entre les points *référence/rejet* et *référence/canal*) vient s'ajouter une différence significative en été entre les points *contrôle* et *référence*. Mais l'absence de différences significatives systématique dans les abondances de germes revivifiables entre le point *rejet* et les autres points suggère que l'influence de la centrale reste très limitée et difficilement quantifiable.

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

2.3.2.4.a Identification de vibrions halophiles en 2012

Depuis 2006, seule la méthode de détermination EDF est utilisée. Néanmoins, les résultats obtenus avec l'ancienne méthode, propre au laboratoire de Rouen, sont présentés dans le tableau 2.23. Ils forment une série pluriannuelle qui permet de visualiser 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..

2.3.2.4.b Dénombrement des vibrions halophiles en 2012

La figure 2.45 présente l'évolution des quantités de vibrions halophiles dénombrés en 2012. Les abondances varient de l'absence de vibron sur l'ensemble des points, excepté au point *canal*, à différentes périodes de l'année à 460 vibrions/L au point *canal* en automne. L'évolution spatiale des vibrions halophiles est généralement caractérisée par un gradient décroissant côte-large. En raison des faibles abondances, ce gradient est très peu marqué en 2012. Au niveau temporel, les abondances de vibrions halophiles sont plus élevées en automne en particulier au point *canal*.

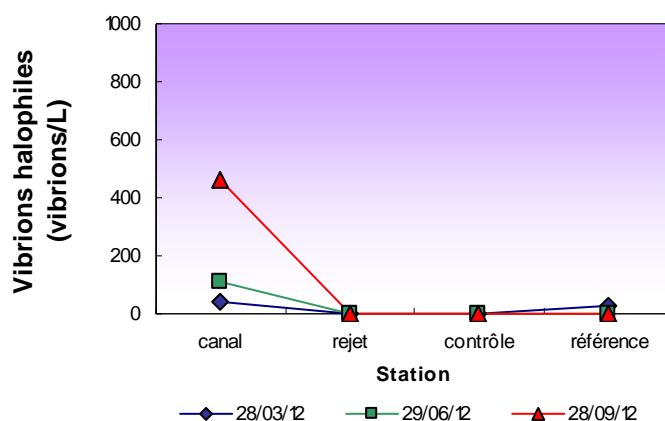


Figure 2.45 : Dénombrement des vibrions halophiles totaux en 2012

Les dénombrements des principaux vibrions halophiles habituellement observés dans les eaux autour de la centrale sont présentés sur la figure 2.46. Les principales espèces généralement rencontrées sont *Vibrio alginolyticus*, *Vibrio vulnificus* et *Vibrio parahaemolyticus*. Comparés aux années précédentes, en 2012 les quantités de *V.alginolyticus* sont généralement dans la gamme d'abondance observée depuis 2004. L'espèce *Vibrio parahaemolyticus* qui généralement apparaît en automne, a été observée cette année en été. En termes de fréquence d'apparition, *V.alginolyticus* reste l'espèce dominante sur le site de Penly.

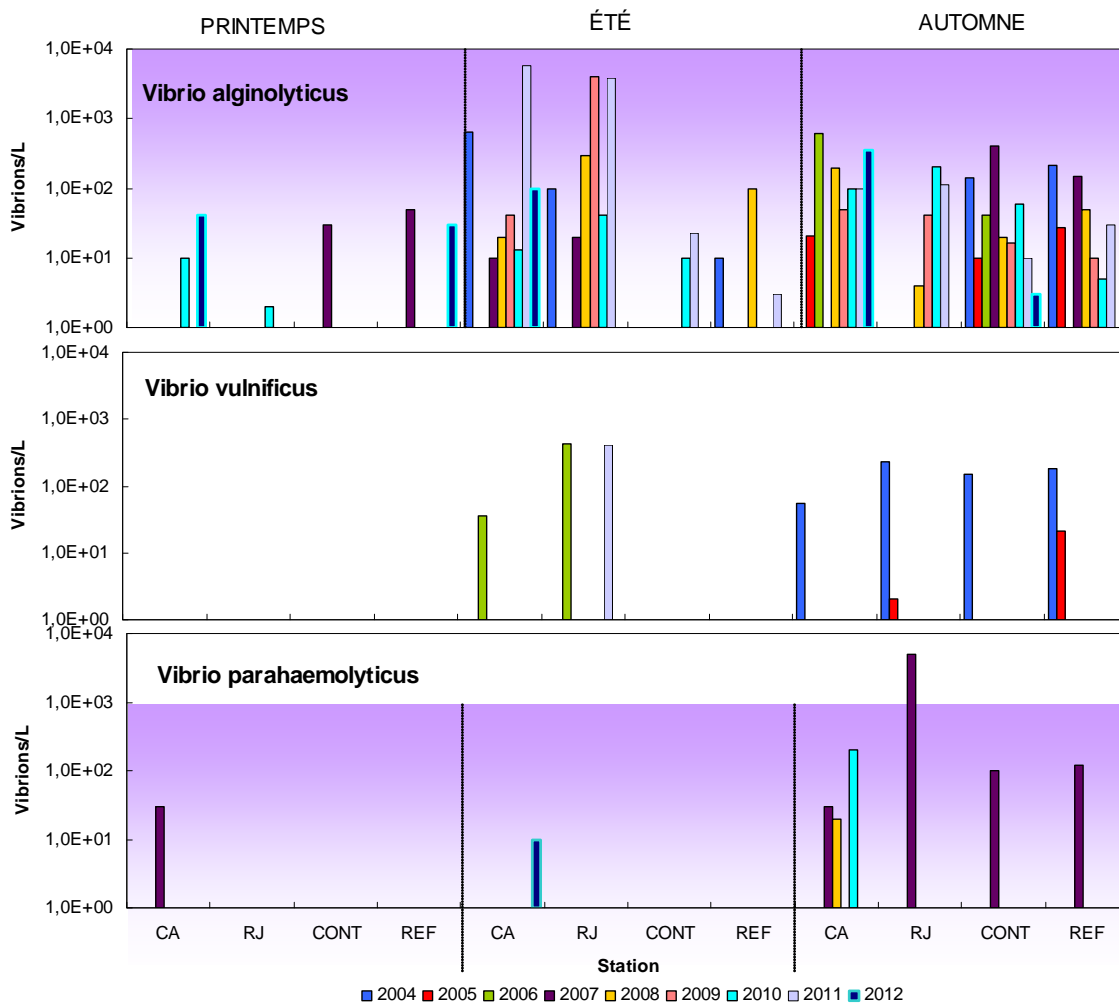


Figure 2.46 : Dénombrement de vibrions halophiles totaux entre 2004 et 2012 avec la méthode EDF

2.3.2.4.c Approche statistique

Les dénombrements de vibrions halophiles selon la méthode EDF 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 2.25 présente le résultat de cette étude statistique.

Comparaison	Printemps	Été	Automne
Canal / Rejet	0,124	0,834	0,359
Référence / Rejet	0,206	0,126	0,446
Canal / Référence	0,855	0,080	0,226
Contrôle / Référence	0,187	1,000	0,820
Contrôle / Canal	0,181	0,014	0,302
Contrôle / Rejet	1,000	0,122	0,570

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

Tableau 2.25 : 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 en général, pas de différence significative tout au long de l'année sur l'ensemble des points (excepté entre les points *contrôle* et *canal* en été). Cela suggère donc que les activités de la centrale n'ont a priori aucune influence sur la distribution des vibrions halophile.

2.3.3. Conclusions

En 2012, les quantités de germes totaux ont été caractérisées au printemps et en automne par une augmentation par rapport à 2011. En mars et en septembre en particulier, ce sont les plus fortes quantités mesurées depuis 1991 sur l'ensemble des points de surveillance, à l'exception du point *contrôle* en septembre. En été, d'importantes quantités ont aussi été observées. Néanmoins, ces valeurs restent encore inférieures à celles mesurées avant 1991. Les augmentations en germes totaux depuis plusieurs années coïncident avec le changement de laboratoire d'analyses. Ceci pourrait contribuer à une évolution des résultats. En outre, du fait que l'augmentation soit observée sur l'ensemble des stations et notamment à la station *référence*, une éventuelle influence des rejets du CNPE de Penly sur la distribution des germes totaux est improbable.

En général, les variations d'abondance de germes revivifiables ont été relativement faibles en 2012 par rapport à 2011. Au printemps les abondances sont restées stables, alors qu'en été et en automne, elles ont respectivement diminuées et augmentées par rapport à l'année passée. Les valeurs observées en 2012 restent généralement inférieures aux médianes pluriannuelles calculées sur la période 1989-2011.

L'identification de vibrions halophiles, selon la méthode EDF, confirme la dominance depuis 1999 de l'espèce *Vibrio alginolyticus* dans les eaux proches de la centrale de Penly. Cette année, *Vibrio parahaemolyticus* a aussi été identifiée en été au point *canal*. Par ailleurs, *Vibrio cholerae* a été détectée dans le milieu, mais il s'agit d'un vibrio *non O1*, *non O139* ne possédant pas les gènes de la toxique cholérique. L'apparition de ces espèces est nettement plus sporadique que *Vibrio alginolyticus* et les résultats 2012 confirment la domination des peuplements de vibrions halophiles cultivables à 37°C par *Vibrio alginolyticus*.

En conclusion, malgré des abondances encore élevées en germes totaux observées à nouveau cette année, l'étude de l'ensemble des paramètres du compartiment microbiologique indique l'absence d'un déséquilibre significatif du milieu liée à l'activité du CNPE de Penly.

2. Le domaine pélagique

Chapitre Zooplancton

Rédaction :

Elvire Antajan (LER – BL)
David Devreker (LER-BL)

Analyses :

Elvire Antajan (LER – BL)
Josselin Caboche (LER – BL)
David Devreker (LER-BL)
Françoise Vérin (LER – BL)
François Gevaert (Station Marine de Wimereux)
Marie-Andrée Janquin (Station Marine de Wimereux)

Prélèvements :

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 2012, les trois campagnes de prélèvements ont eu lieu les 28 mars, 29 juin et 28 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 m², hauteur 261 cm, cylindro-conique, vide de maille 200 µm – Tranter & Smith 1968). Le filet est descendu jusqu'à environ 3 mètres au dessus du fond puis est ramené à la surface à une vitesse de 1 m s⁻¹. Un volucompteur est attaché à l'entrée du filet afin de connaître précisément le volume d'eau filtré. Pour chaque point de prélèvement deux traits de filet à plancton 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 cténaïres 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).

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^3).

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^3).

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

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^{-3}).

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

2.4.4. Résultats

Les résultats acquis au cours des différentes campagnes de mesure pour l'année 2012 sur le site de Penly sont présentés dans le tableau 2.26 :

	PARAMETRES	CANAL	REJET	CONTROLE	RÉFÉRENCE
28 MARS 2012	<i>Poids sec (mg/m³)</i>	26,9	20	56,4	38,5
	<i>Poids de carbone (mg/m³)</i>	9,644	6,038	14,808	11,155
	<i>Poids d'azote (mg/m³)</i>	2,199	1,332	3,219	2,288
	<i>Abondance holoplancton (ind./m³)</i>	2078	2613	1225	1172
	<i>Abondance méroplancton (ind./m³)</i>	1177	763	161	530
	<i>Abondance zooplancton totale (ind./m³)</i>	3255	3375	1385	1701
29 JUNI 2012	<i>Poids sec (mg/m³)</i>	86,4	120,7	36,2	22,1
	<i>Poids de carbone (mg/m³)</i>	30,593	38,442	10,201	3,792
	<i>Poids d'azote (mg/m³)</i>	7,559	9,404	2,557	0,839
	<i>Abondance holoplancton (ind./m³)</i>	538	4862	8202	4220
	<i>Abondance méroplancton (ind./m³)</i>	433	1749	5254	812
	<i>Abondance zooplancton totale (ind./m³)</i>	970	6611	13455	5032
28 SEPTEMBRE 2012	<i>Poids sec (mg/m³)</i>	15,2	16,9	71,3	24
	<i>Poids de carbone (mg/m³)</i>	4,870	4,903	22,821	3,866
	<i>Poids d'azote (mg/m³)</i>	1,206	1,097	4,681	0,641
	<i>Abondance holoplancton (ind./m³)</i>	863	1281	1520	3195
	<i>Abondance méroplancton (ind./m³)</i>	96	66	169	227
	<i>Abondance zooplancton totale (ind./m³)</i>	959	1347	1689	3422

Tableau 2.25 : Récapitulatif des résultats de 2012 pour l'étude du zooplancton

2.4.5. 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.

2.4.5.1. Variations spatiales et temporelles en 2012

Au cours de l'année 2012, la biomasse sestonique a varié entre 15,2 mg m⁻³ au point *canal* en septembre et 120,7 mg m⁻³ au point *rejet* en juin (figure 2.47).

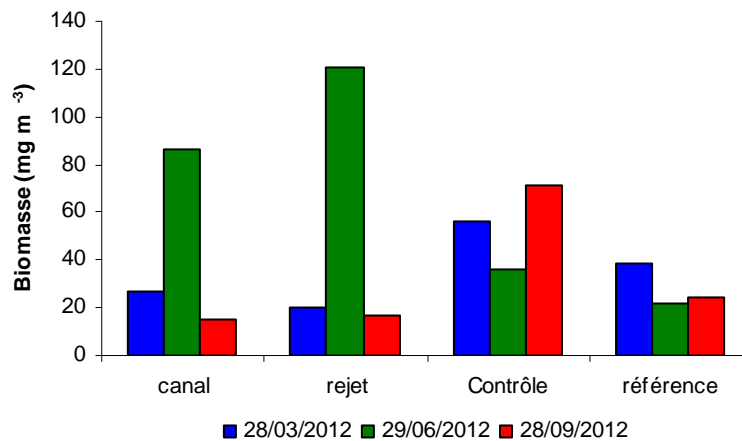


Figure 2.47 : Évolution de la biomasse sestonique (poids sec) au cours des trois campagnes de surveillance 2012

A l'inverse des mois de mars et septembre, les points *canal* et *rejet* du mois de juin présentaient des biomasses sestoniques beaucoup plus importantes qu'aux deux points situés plus au large, *contrôle* et *référence*. Cette forte biomasse n'est pourtant pas reflétée par le rapport C/N, calculés d'après les teneurs en carbone et azote, qui fluctue de 4 à 5 entre toutes les dates et points de prélèvement hormis le point *référence* de septembre qui monte à 6 (figure 2.48). 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 > 6). Il semble donc qu'en juin la biomasse sestonique élevée mesurée au point *référence* était en partie due à la présence de sédiments et déchets organiques dans les échantillons alors qu'aux autres points de prélèvement les rapports C/N étaient plus caractéristiques du zooplancton.

La relation entre la biomasse et l'abondance zooplanctonique (cf. figure 2.51) n'a pas toujours été cohérente. Ainsi les biomasses sestoniques de juin ne reflètent pas les différences d'abondances zooplanctoniques observées entre le point *canal* et les trois autres points de prélèvement. Seul le point *rejet* de juin montre une certaine cohérence dans sa relation biomasse sestonique et abondance zooplanctonique.

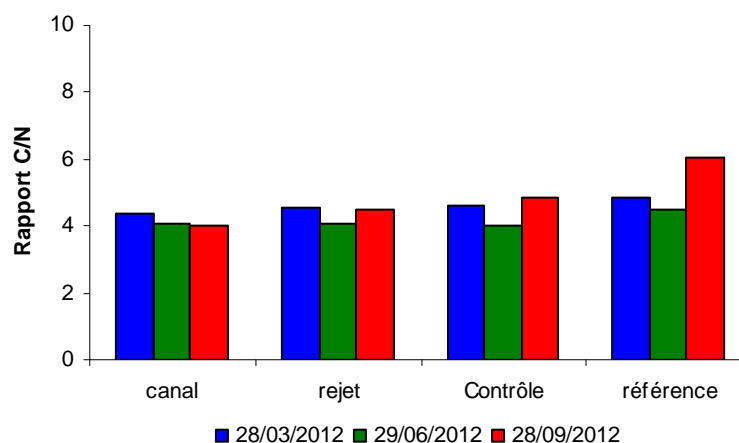


Figure 2.48 : Évolution du rapport C/N du seston au cours des trois campagnes de surveillance 2012

2.4.5.2. Variations interannuelles

La variation interannuelle des biomasses sestoniques depuis 1987, confirme que les valeurs automnale 2012 au point *contrôle* et estivales aux points *canal* et *rejet* étaient assez élevées pour le site. Les autres points étaient plutôt dans la moyenne de la série temporelle (figures 2.49 et 2.50).

Les plus fortes dispersions des valeurs de la série 1987-2012 ont été observées pour les campagnes printanières et estivales (figure 2.50). Les biomasses sestoniques sont en général toujours plus faibles en automne.

2.4.5.3. 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) et vérification de l'homogénéité des variances (test de Bartlett). Les résultats des tests statistiques sur l'ensemble des valeurs acquises depuis 1987 sont présentés dans le tableau 2.27.

COMPARAISON	PRINTEMPS	ÉTE	AUTOMNE
n	86	104	104
P	0,25	0,016	0,017

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

Tableau 2.27 : Probabilité associée p des tests statistiques sur la biomasse de 1987 à 2012

Les biomasses sestoniques estivales et automnales observées depuis 1987 sont significativement différentes entre les points de prélèvement. Une analyse post-hoc de comparaison multiple (test de Tuckey) montre que c'est la moyenne des biomasses du point *canal* qui est significativement plus faible que celles des autres points. Au printemps les biomasses sestoniques ne sont pas significativement différentes d'un point à l'autre.

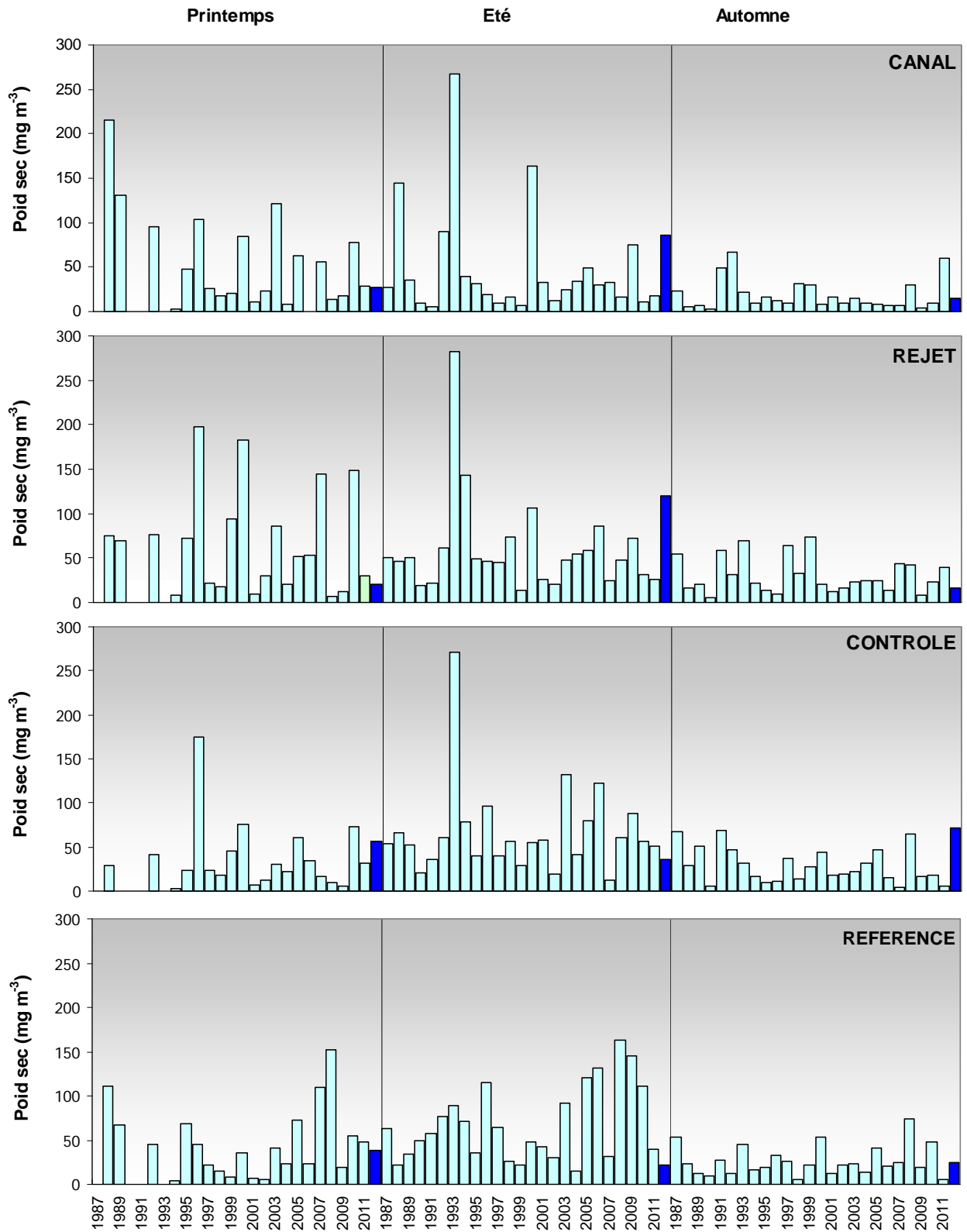


Figure 2.49 : Évolution de la biomasse sestonique (poids sec) de 1987 à 2012

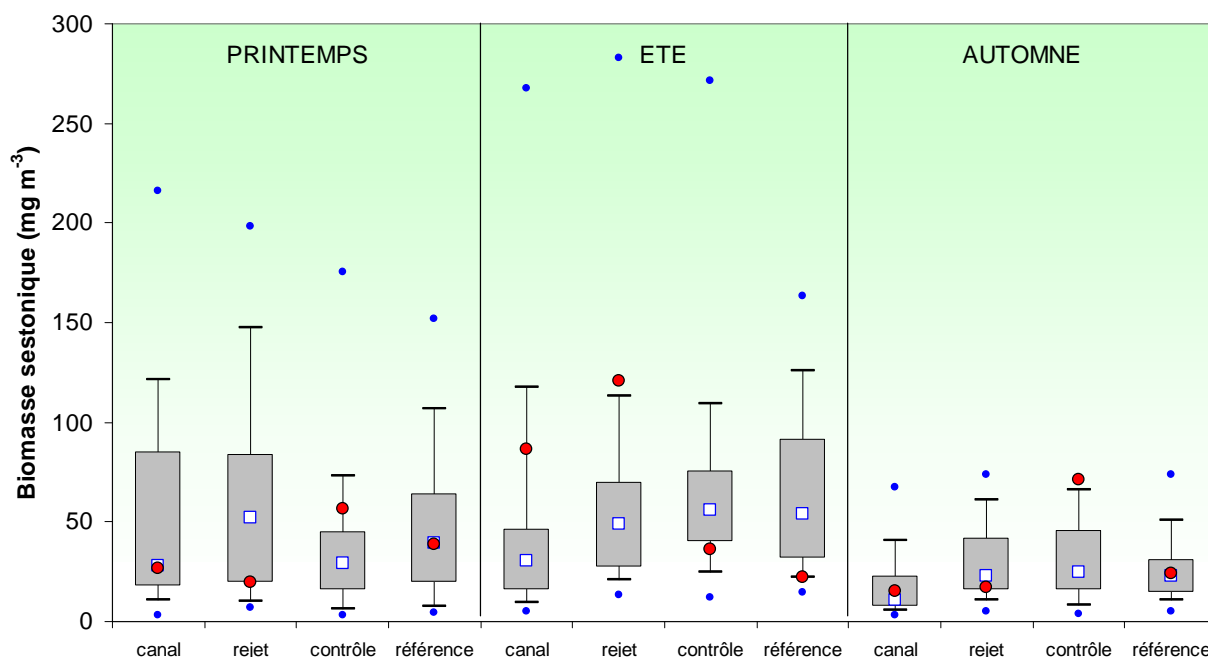


Figure 2.50 : Évolution de la biomasse sestonique (poids sec) de 1987 à 2012
Le point central représente la médiane (□) ; la boîte englobe 50 % des valeurs (▭) ; les moustaches, 80 % des valeurs (┘). Les points extrêmes, présentent les valeurs maximales et minimales (●). Le point rouge représente la valeur obtenue en 2012 (●)

2.4.6. 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 2.29 – permettent d'étudier leur distribution spatio-temporelle voire rechercher une éventuelle influence de l'activité de la centrale sur ces populations.

2.4.6.1. Variations spatiales et temporelles en 2012

Les dénombrements zooplanctoniques effectués en 2012 sont présentés sur la figure 2.51 et sont exprimés en nombre d'individus par m³ d'eau de mer.

La plus forte abondance a été observée en juin au point *contrôle* avec 13 455 ind. m⁻³, et la plus faible, en septembre, au même *canal* avec 959 ind. m⁻³.

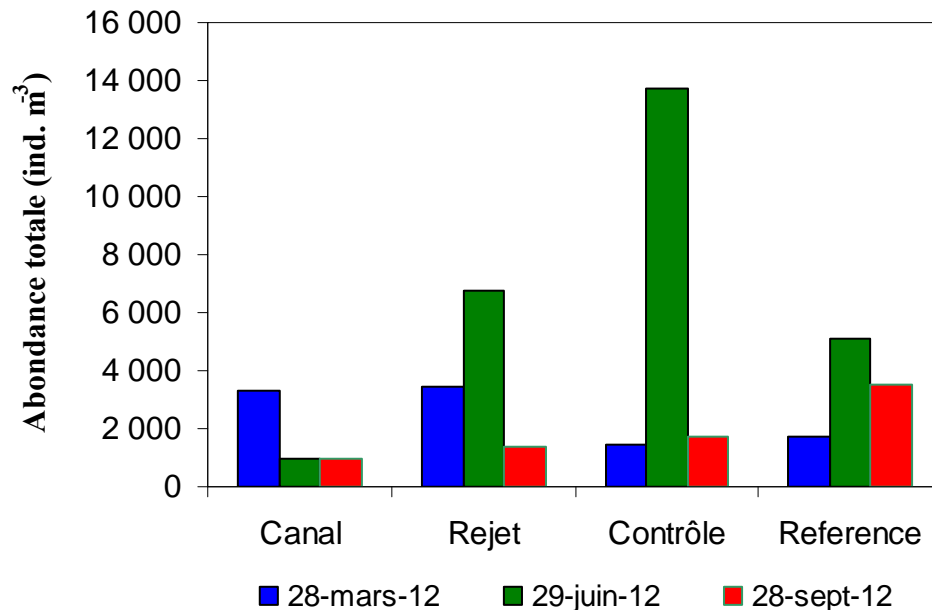


Figure 2.51 : Évolution de l'abondance zooplanctonique au cours des trois campagnes de surveillance 2012

En septembre, les abondances zooplanctoniques étaient croissantes de la côte vers le large. Le mois de mars montre plutôt une tendance inverse alors qu'au mois de juin le point *contrôle* montre une abondance 2 fois supérieure aux autres points de surveillance.

2.4.6.2. Variations interannuelles

Les abondances zooplanctoniques observées en 2012 étaient assez faibles lors des prélèvements de septembre (hormis pour le point *référence*) comparé aux valeurs observées depuis 1987 (figure 2.52). Au contraire, les abondances aux points *rejet* et *contrôle* de juin étaient particulièrement élevées (figure 2.52).

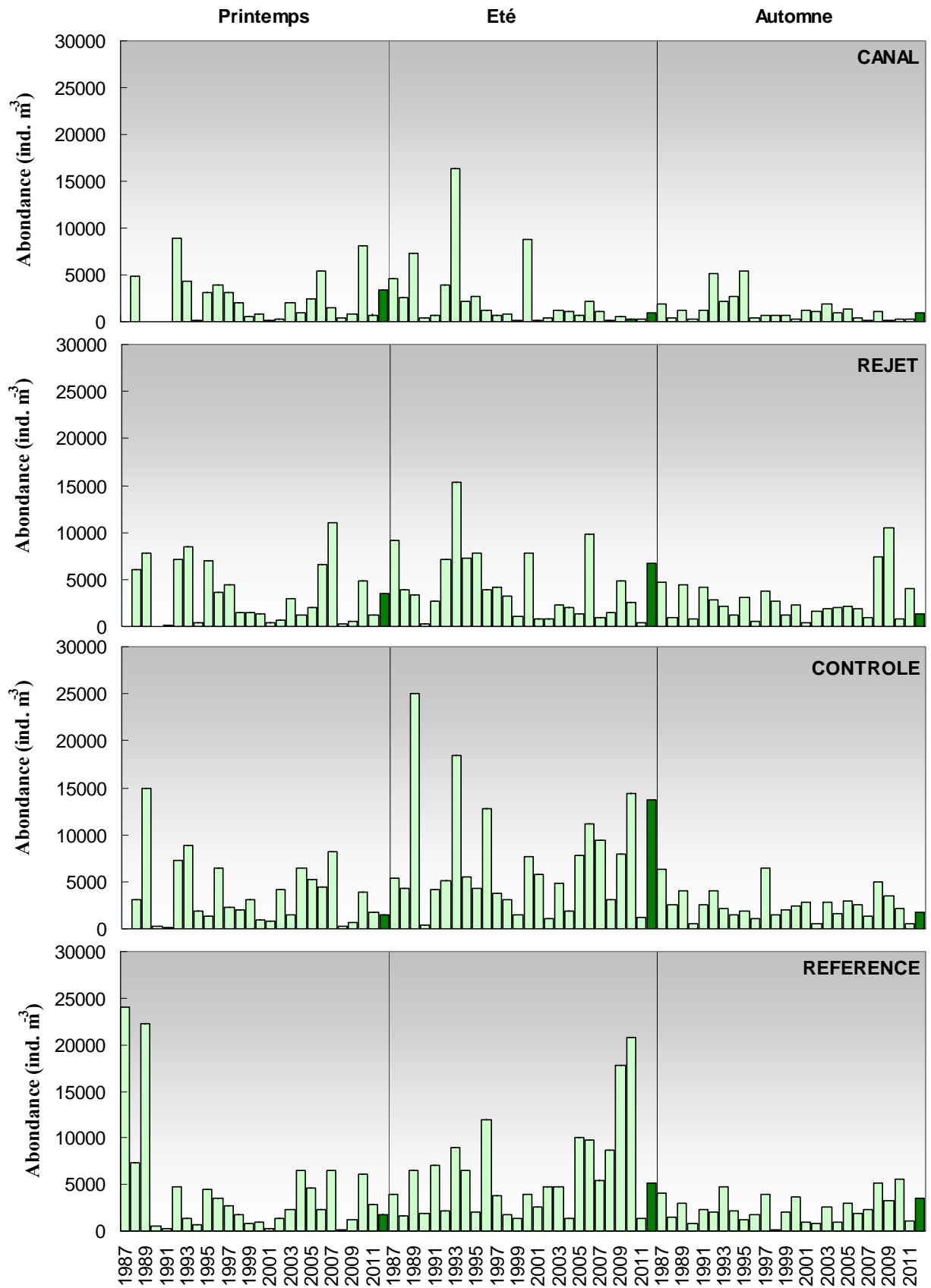


Figure 2.52 : Évolution de l'abondance zooplanctonique de 1987 à 2012

Les plus fortes dispersions de valeurs de la série 1987-2012 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 2.53). L'évolution interannuelle montre que les abondances sont en général plus faibles en automne.

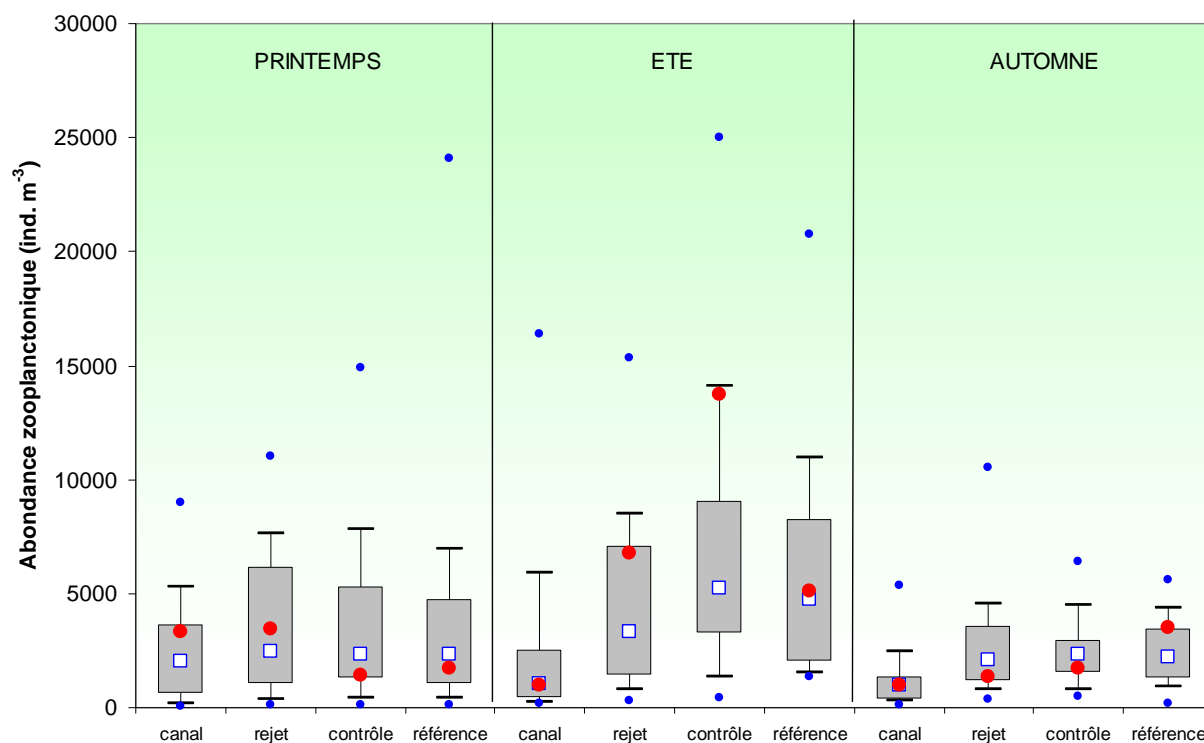


Figure 2.53 : Évolution de l'abondance zooplanctonique de 1987 à 2012

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 (●)

2.4.6.3. 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 $\log(x)$ et vérification de l'homogénéité des variances (test de Bartlett). Les résultats des tests statistiques sur l'ensemble des valeurs acquises depuis 1987 sont présentés dans le tableau 2.28.

COMPARAISON	PRINTEMPS	ÉTE	AUTOMNE
<i>n</i>	98	104	103
<i>p</i>	0,172	0,000	0,0001

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

Tableau 2.28 : Probabilité associée *p* des tests statistiques sur les abondances de 1987 à 2012

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 2.52 et 2.53, le point *canal* semble donc bien être caractérisé par des abondances zooplanctoniques plus faibles que pour les autres points de prélèvement.

2.4.7. Étude faunistique

2.4.7.1. 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 2012 (tableau 2.29).

Abondance zooplancton (N/m ³)	28 mars 2012								29 juin 2012								28 septembre 2012												
	Canal		Rejet		contrôle		référence		Canal		Rejet		contrôle		référence		Canal		Rejet		contrôle		référence						
	N/m ³	%	N/m ³	%	N/m ³	%	N/m ³	%	N/m ³	%	N/m ³	%	N/m ³	%	N/m ³	%	N/m ³	%	N/m ³	%	N/m ³	%	N/m ³	%					
holoplancton																													
Cténaïres	4	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			
Appendiculaires	259	12	134	5	225	18	158	13	42	8	183	4	246	3	164	4	27	3	25	2	32	2	12	0	0	0			
Cladocères	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	0	0	
Copépodes	1815	87	2476	95	999	82	1012	86	488	91	4651	96	7955	97	4055	96	809	94	1193	93	1473	97	3109	97	0	0	0	0	
Mysidacés	0	0	2	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	13	2	15	1	0	0	0	0	0	0	0	0	
Cumacés	0	0	0	0	0	0	1	0	6	1	29	1	0	0	0	0	3	0	0	0	2	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	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Chaetognathes	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	1	49	4	13	1	74	2	0	0	0	0	
total holoplancton	2078	64	2612	77	1224	88	1171	69	538	55	4863	74	8201	61	4219	84	863	90	1282	95	1520	90	3195	93					
méroplancton																													
Cnidaires	0	0	0	0	1	1	0	0	50	12	29	2	88	2	47	6	5	5	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	
Larves d'annélides	391	33	301	39	76	48	221	42	10	2	19	1	18	0	2	0	3	3	0	0	4	3	3	1	0	0	0	0	
Larves de cirripèdes	770	65	435	57	71	44	273	52	239	55	533	31	282	5	67	8	15	16	12	19	5	3	4	2	0	0	0	0	
Larves de décapodes	0	0	12	2	12	8	12	2	53	12	98	6	72	1	316	39	7	7	10	16	73	43	37	17	0	0	0	0	
larves de gastéropodes	8	1	7	1	0	0	13	2	75	17	1067	61	4796	91	373	46	55	57	39	62	78	46	172	77	0	0	0	0	
Larves de bryozoaires	4	0	2	0	0	0	3	1	3	1	0	0	0	0	2	0	12	12	2	3	8	5	6	3	0	0	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	0	0	
Oeufs et larves de poissons	4	0	5	1	0	0	7	1	2	1	0	0	8	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
total méroplancton	1177	36	762	23	160	12	529	31	433	45	1747	26	5256	39	815	16	97	10	63	5	169	10	223	7					
total zooplancton	3255		3375		1384		1700		971		6610		13457		5034		960		1345		1690		3418						

Tableau 2.29 : Abondance et dominance des principaux groupes zooplanctoniques à Penly en 2012

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 2.54).

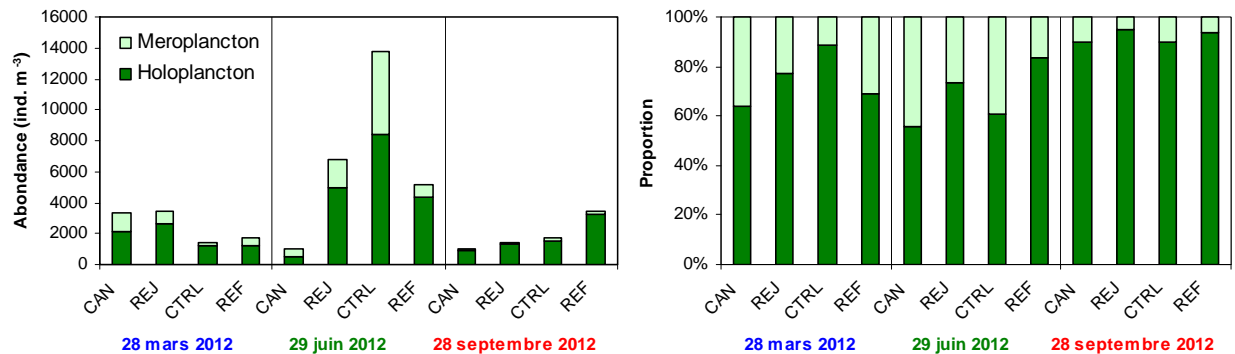


Figure 2.54 : Abondance de l'holoplancton et du méroplancton dans le zooplancton total en 2012

Au printemps, le méroplancton représentait de 10 à 40 % du zooplancton et était plus important à la côte. Cette fraction était essentiellement composée de larves de cirripèdes (45 - 65 %) et d'annélides (30 - 50%). L'holoplancton était, quant à lui, presque exclusivement composé de copépodes (>80%) et dans une moindre mesure d'appendiculaire.

En été, le méroplancton représentait également de 10 à 40 % du zooplancton et était plus abondant au point *contrôle*. 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 (> 90 %). La très forte abondance zooplanctonique observée au point *contrôle* était due à l'abondance des copépodes et des gastéropodes qui représentaient à elles seules 95 % de l'abondance totale.

En automne, le méroplancton ne représentait plus que 10% maximum du zooplancton aux différentes stations de prélèvement. Les larves de gastéropodes étaient abondantes à tous les points de prélèvement, celles de décapodes surtout présentes au point *contrôle* et les larves de cirripèdes à la côte. L'holoplancton était encore représenté en majorité par les copépodes (>90%)

2.4.7.2. Variations spatio-temporelles des principaux taxons

2.4.7.2.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 2.55). Ainsi, la plus forte abondance de copépode a été observée en juin au point *contrôle* (7 955 ind. m⁻³). Le point *canal* présente en général des abondances assez faibles.

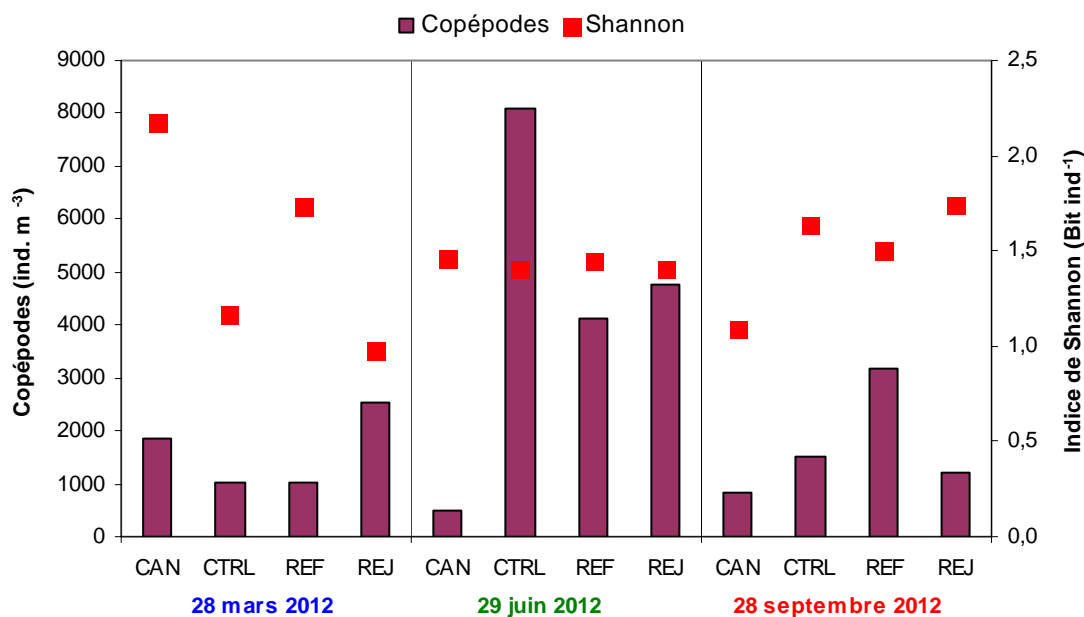


Figure 2.55 : Abondance des copépodes (adultes et copépodites) et diversité spécifique en 2012

L'indice de diversité de Shannon (figure 2.55) 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 (généralement ≤ 2.2 Bit. ind⁻¹) en regard du nombre d'espèces de copépode présent dans nos échantillons (entre 5 et 8). Comme souvent en milieu côtier tempéré, les échantillons étaient caractérisés par une ou deux espèces de copépodes représentant 40 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 2.56) :

Acartia clausi

Espèce plutôt estivale et automnale, elle représentait 10 à 70 % de l'abondance totale des copépodes de juin à septembre avec un maximum au point *contrôle* de juin (2 800 ind. m⁻³).

Temora longicornis

Présente toute l'année, cette espèce était souvent peu abondante au point *canal* par rapport aux autres points. Au printemps elle représentait entre 40 et 75% des copépodes (sauf au point *canal* seulement 21 %). Son maximum d'abondance a été observé en juin au point *contrôle* (4 260 ind. m⁻³).

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 460 ind. m⁻³ en mars. Son abondance était plus faible en automne.

Pseudocalanus elongatus

Espèce généralement printanière et estivale, elle était très peu présente des échantillons en juin (<30 ind. m⁻³). 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 observé en mars au point *canal* (263 ind. m⁻³)

Paracalanus parvus

Espèce plutôt automnale, avec des abondances de l'ordre de 130 ind. m⁻³ au point *contrôle* en septembre et 105 ind. m⁻³ au point *contrôle* en juin. Elle succède généralement à *P. elongatus* dans les communautés planctoniques des milieux côtiers tempérés.

Euterpina acutifrons

Cette espèce qui caractérise les communautés automnales de copépodes en milieu côtier, était assez peu abondante cette année (maximum 210 ind. m⁻³ 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.

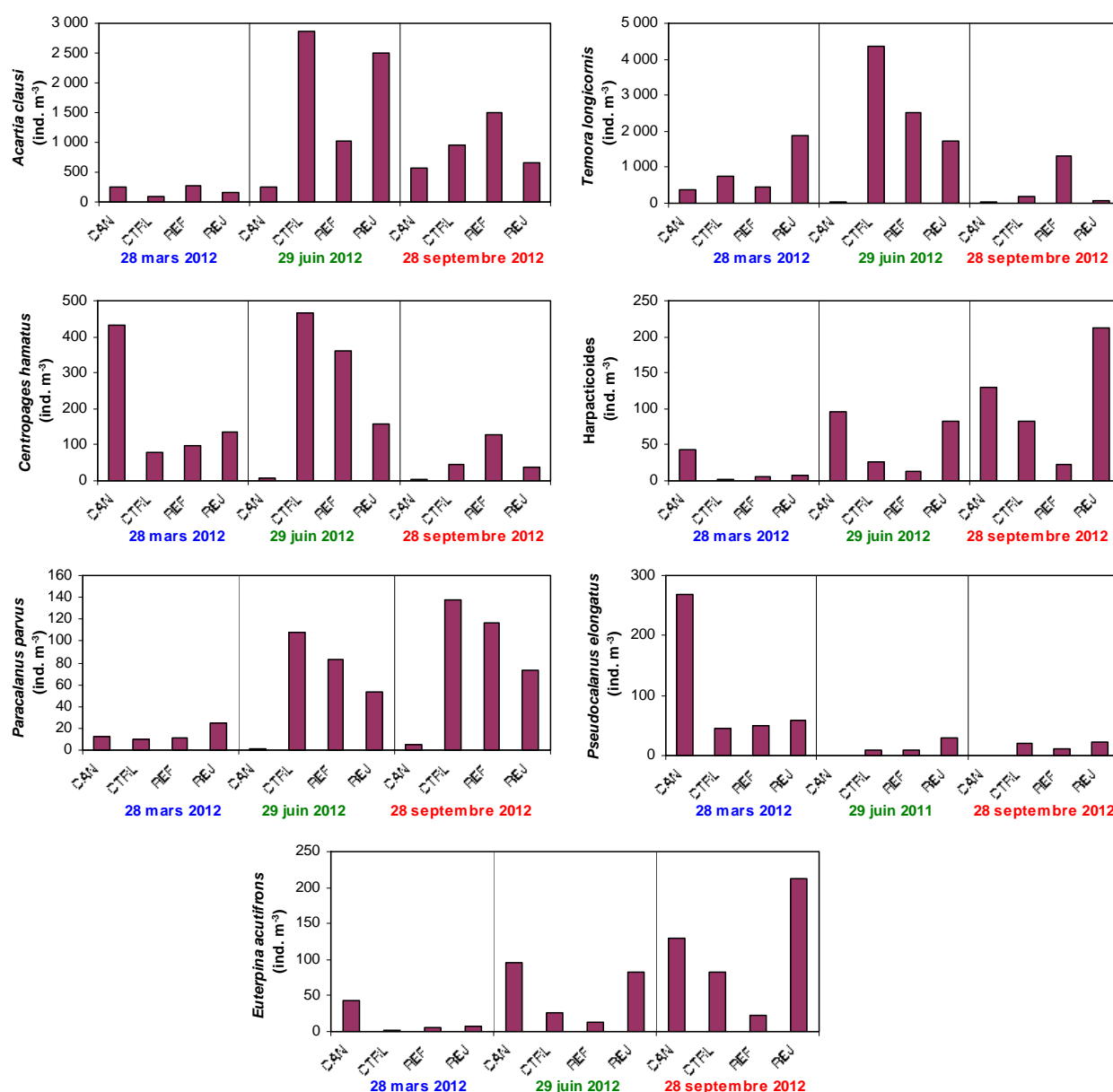


Figure 2.56 : Abondance (adultes et copépodites) des principales espèces de copépodes en 2012

- 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 259 ind. m⁻³ (figure 2.57). C'est le deuxième groupe holoplanctonique après les copépodes en termes d'abondance. Les appendiculaires sont généralement plus abondants au large sauf cette année où les maximums ont été mesurés aux points canal et contrôle.

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 abondant au large (75 ind. m⁻³).

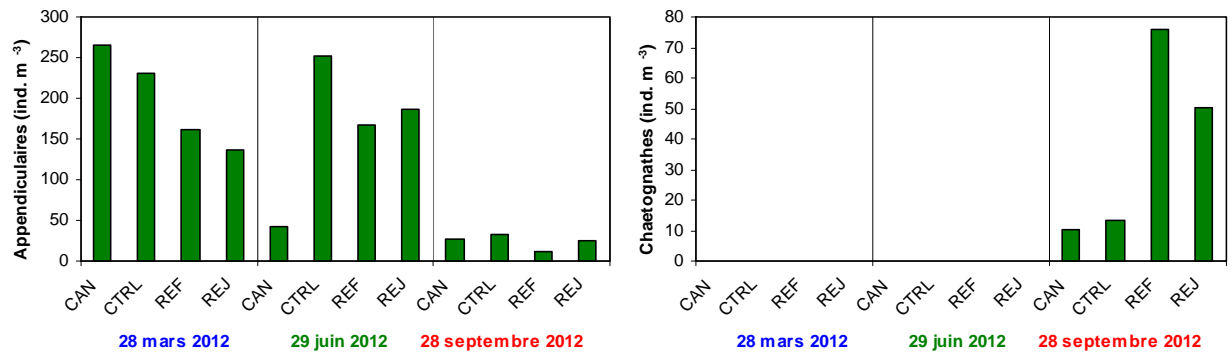


Figure 2.57 : Abondances des appendiculaires et des chaetognathes en 2012

2.4.7.2.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 2.58.

- Embranchement des annélides

Des larves d'annélides polychètes étaient abondantes en mars. 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. Elle était plus abondante au point canal (390 ind. m⁻³) et peu présente au point contrôle (76 ind.m⁻³).

- Embranchement des mollusques

Aucune larve de bivalve n'a été trouvée dans les échantillons cette année. Les larves de gastéropodes représentaient entre 20 et 90 % du méroplancton en juin (maximum 4 796 ind. m⁻³ au point *contrôle*) et jusqu'à 76 % du méroplancton en septembre au point *référence*. Un gradient côte-large est clairement montré pour ces larves en septembre.

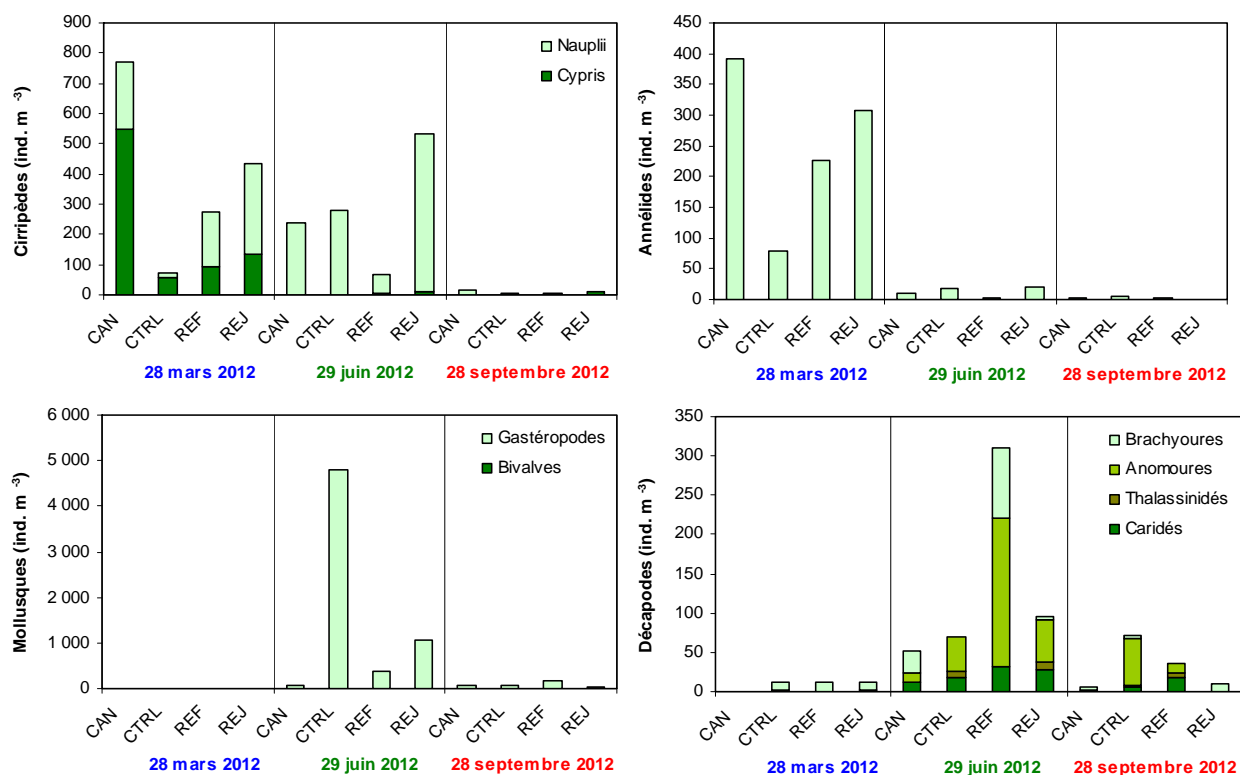


Figure 2.58 : Abondance des principales espèces méroplanctoniques en 2012

- 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 65 % du méroplancton total avec un maximum d’abondance observé en mars au point *canal* de 770 ind. m⁻³.
- Embranchement des arthropodes, classe des crustacés, ordre des décapodes
 Les larves de décapodes ont été observées surtout en juin et appartenaient essentiellement à quatre sous-ordres :
Larves de Caridés (crevettes)
 Faiblement présente en juin et très faiblement en septembre, leur abondance a été maximale au large (32 ind. m⁻³).
Larves de Thalassinidés
 Quelques rares individus du genre *Upogebia* et de l’espèce *Pestarella tyrrhena* ont été trouvés en juin et septembre (≤ 10 ind. m⁻³).
Larves d’Anomoures
 Le maximum d’abondance a été observé en juin au point *référence* avec 150 ind. m⁻³. Il s’agissait essentiellement de l’espèce *Pisidia longicornis longicornis* (famille des Porcellanidés).
Larves de Brachyours (crabes et araignées de mer)
 Présente en mars, juin et septembre, elles ont représenté moins de 15 % du méroplancton.

2.4.8. Conclusions

Les valeurs de biomasse sestonique observées lors des campagnes de mars étaient dans la moyenne des valeurs observées depuis 1987 ; les valeurs mesurées en juin et septembre étaient plus importantes que celles observées depuis 1987 à la côte et au large respectivement. Le rapport C/N indique la présence de débris végétaux au point *référence* de septembre (C/N >6) alors que sa valeur aux autres points indique la dominance du zooplancton (C/N ~ 4).

La plus forte abondance zooplanctonique a été enregistrée en juin au point *contrôle* ce qui constituait l'une des plus fortes abondances estivales pour ce point depuis le début de la série temporelle (1987). En 2012, les abondances zooplanctoniques ont montré une tendance croissante de la côte vers le large en juin et septembre et une tendance inverse en mars. La forte abondance zooplanctonique observée en juin au point *contrôle* et qui concernait tous les groupes zooplanctoniques (holo et méroplancton) n'est pas expliquée par la biomasse mesurée qui reste faible.

Le méroplancton constitue toujours une composante non négligeable du zooplancton total, 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 (> 60 %) 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 annuelles, leur répartition saisonnière habituelle et sont caractéristiques des milieux côtiers de la Manche et de la baie sud de la Mer du Nord et ne montre donc pas un quelconque effet des rejets de la CNPE de Penly sur ces communautés étudiées.

3. Le domaine halieutique

Rapport

Christophe LOOTS (RH/BL)

Marie-Laure COCHARD (RH/PEB)

Missions en mer

Jérôme QUINQUIS (RH/PEB)

Alain TETARD (RH/PEB)

Dimitri Huyghe (RH/BL)

Ivan SCHLAICH (RH/PEB)

Jean Paul DELPECH (RH/BL)

Nicolas GOASCOZ (RH/PEB)

Tri de l'ichtyoplancton

Wilfried LOUIS (RH/BL)

Jean DUYTSCHÉ (RH/BL)

3.1. Ichtyoplancton

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'amenée (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 μm ; 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 m.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, α 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 ANTARES, les 28 mars, 30 avril, 14 mai et 29 mai 2012 (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	Réplicats	Heure du prélèvement	Température surface (°C)	Température fond (°C)	Salinité surface	Salinité fond	Durée du trait (min)	Volume filtré (m ³)
153	28-mars	Canal	1 2	16:33	9,48	9,54	34,18	34,24	5 5	155,3 151,7
		Rejet	1 2	16:19	11,1	9,94	34,37	34,36	4 4	146,1 142,6
		Contrôle	1 2	15:58	9,5	9,2	34,3	34,4	5 5	158,2 147,3
154	30-avr	Canal	1 2	07:14	10,3	10,3	34	34,1	4 4	88,9 85,3
		Rejet	1 2	07:04	11,1	10,3	34,1	34,1	4 4	101,1 103,7
		Contrôle	1 2	06:41	11	10,2	34,2	34,2	4 4	134,4 171,2
155	14-mai	Canal	1 2	07:32	12,2	12,1	34,4	34,3	4 4	112,8 104,7
		Rejet	1 2	07:20	13,6	13,6	34,6	34,3	5 5	154,4 143,3
		Contrôle	1 2	06:58	12	12,1	34,6	34,5	5 5	134,4 134,1
156	29-mai	Canal	1 2	06:30	13,8	13,8	34,1	34,2	5	96,4 98,5
		Rejet	1 2	06:20	15,2	14,7	34,2	34,3	5 5	107,4 107,0
		Contrôle	1 2	06:03	13,4	13,4	34,5	34,6	5 5	110,8 111,8

Tableau 3.1 Caractéristiques des campagnes d'échantillonnage de l'ichtyoplancton sur le site de la centrale de Penly en 2012

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⁻³).

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 2012

Les abondances d'œufs et de larves de sole observées sur le site du CNPE de Penly en 2012 sont présentées dans le tableau 3.2.

Date	Point	Replicats	Total œufs	Œufs NE	Œufs E	Larves
28-mars	Canal	1	0,35	0,27	0,08	0,00
		2	0,19	0,14	0,05	0,00
		Moyenne	0,27	0,20	0,07	0,00
	Rejet	1	0,53	0,43	0,10	0,00
		2	0,26	0,19	0,07	0,00
		Moyenne	0,40	0,31	0,09	0,00
	Contrôle	1	0,23	0,16	0,07	0,00
		2	0,16	0,10	0,06	0,00
		Moyenne	0,19	0,13	0,07	0,00
30-avr	Canal	1	0,04	0,04	0,00	0,00
		2	0,04	0,04	0,00	0,00
		Moyenne	0,04	0,04	0,00	0,00
	Rejet	1	0,09	0,09	0,00	0,00
		2	0,18	0,18	0,00	0,00
		Moyenne	0,14	0,14	0,00	0,00
	Contrôle	1	0,17	0,17	0,00	0,00
		2	0,09	0,09	0,00	0,00
		Moyenne	0,13	0,13	0,00	0,00
14-mai	Canal	1	0,04	0,03	0,01	0,00
		2	0,03	0,02	0,01	0,01
		Moyenne	0,03	0,02	0,01	0,00
	Rejet	1	0,05	0,03	0,02	0,00
		2	0,01	0,01	0,01	0,00
		Moyenne	0,03	0,02	0,01	0,00
	Contrôle	1	0,04	0,04	0,00	0,00
		2	0,05	0,04	0,01	0,00
		Moyenne	0,04	0,04	0,01	0,00
29-mai	Canal	1	0,17	0,17	0,00	0,00
		2	0,08	0,08	0,00	0,00
		Moyenne	0,12	0,12	0,00	0,00
	Rejet	1	0,13	0,13	0,00	0,00
		2	0,07	0,07	0,00	0,00
		Moyenne	0,10	0,10	0,00	0,00
	Contrôle	1	0,06	0,05	0,02	0,00
		2	0,11	0,09	0,02	0,00
		Moyenne	0,09	0,07	0,02	0,00

Tableau 3.2 : Abondances (ind.m⁻³) des œufs (NE, Non Embryonnés ; E, Embryonnés) et des larves de sole sur le site du CNPE de Penly en 2012

En 2012, les abondances maximales d'œufs de sole (figure 3.1) ont été rencontrées lors de la campagne du 28 mars. Les abondances étaient supérieures au point *rejet*, puis *canal* puis *contrôle*. Sur l'ensemble des quatre campagnes, ce sont majoritairement des œufs non-embryonnés qui ont été rencontrés.

En ce qui concerne les larves, 1 seul individu a été collecté au point canal lors de la campagne du 14 mai.

Abondances d'œufs et de larves de sole

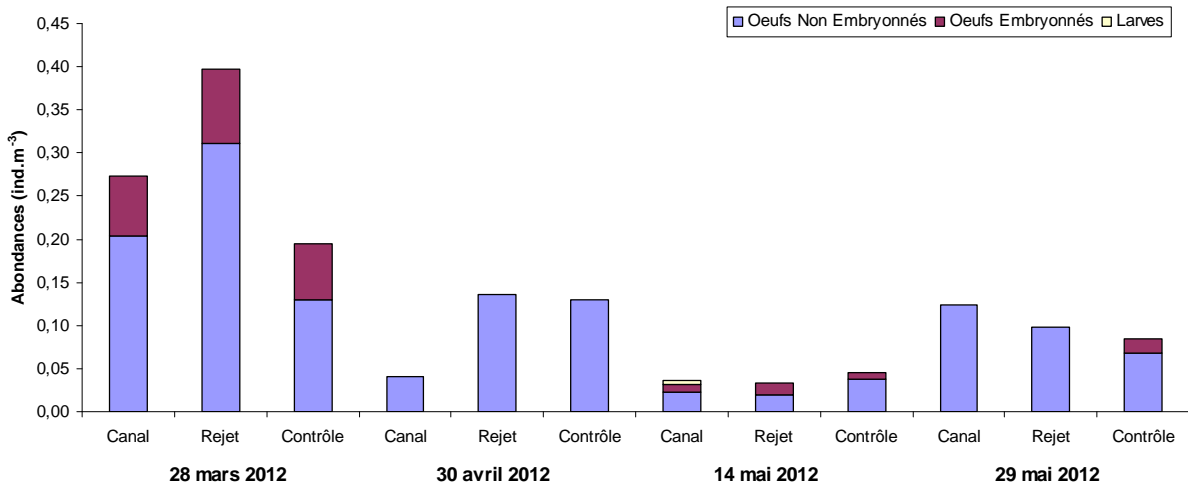


Figure 3.1 : Abondances (moyennes sur les deux répliquats) d'œufs et de larves de sole sur le site du CNPE de Penly en 2012 en fonction de la date et du point de prélèvement

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 ont été calculées pour chacun des trois points et sont présentées au niveau de la figure 3.2.

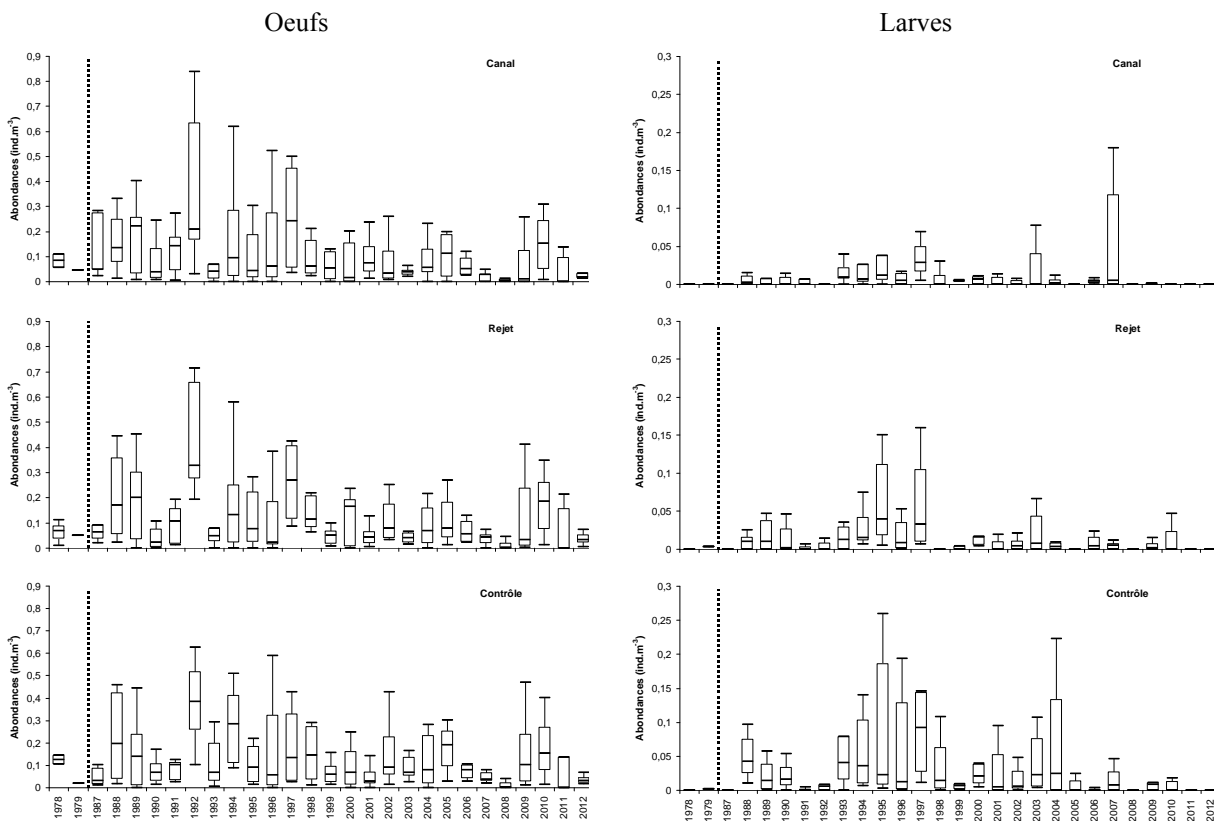


Figure 3.2 : Abondances (log-transformées) observées entre avril et juin des œufs (gauche) et larves (droite) de sole sur le site du CNPE de Penly depuis 1978 aux points canal (haut), rejet (milieu) et contrôle (bas)

Pour les œufs, la dynamique temporelle des abondances n'est pas significativement différente entre les trois points ($p > 0,05$) mais elle l'est entre les années ($p < 0,001$). Les abondances semblent légèrement supérieures au début de la période de suivi (1987-1998) et montrent des cycles de 4-5 ans sur la fin de la période.

Pour les larves, il y a une différence significative à la fois entre les différents points ($p < 0,001$) et entre les années ($p < 0,001$). Le point *contrôle* est significativement différent des points *rejet* et *canal* où les abondances sont les plus faibles. Au point *contrôle*, on note trois périodes de plus fortes abondances, 1988-1990, 1993-1998 et 2000-2005. Les abondances les plus faibles sont notamment observées ces dernières années depuis 2006.

3.1.2.2. La plie (*Pleuronectes platessa*, L.)

Compte tenu de l'absence de prélèvements de janvier à mars, aucun œuf ou larve de plie n'a été observé cette année. Les plus importantes concentrations avaient été relevées en janvier 1978 avec 0,1 œuf/10m³ et 0,06 larve/10m³ en février 1987. La période retenue de mars à juin pour l'échantillonnage des œufs 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 2012

Les abondances d'œufs et de larves de limande observées sur le site du CNPE de Penly en 2012 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
28-mars	Canal	1	0,03	0,00	0,03	0,00
		2	0,02	0,00	0,02	0,00
		Moyenne	0,03	0,00	0,03	0,00
	Rejet	1	0,08	0,00	0,08	0,00
		2	0,06	0,00	0,06	0,00
		Moyenne	0,07	0,00	0,07	0,00
	Contrôle	1	0,11	0,00	0,11	0,00
		2	0,05	0,00	0,05	0,00
		Moyenne	0,08	0,00	0,08	0,00
30-avr	Canal	1	0,00	0,00	0,00	0,00
		2	0,00	0,00	0,00	0,00
		Moyenne	0,00	0,00	0,00	0,00
	Rejet	1	0,00	0,00	0,00	0,00
		2	0,00	0,00	0,00	0,00
		Moyenne	0,00	0,00	0,00	0,00
	Contrôle	1	0,00	0,00	0,00	0,00
		2	0,00	0,00	0,00	0,00
		Moyenne	0,00	0,00	0,00	0,00
14-mai	Canal	1	0,00	0,00	0,00	0,00
		2	0,00	0,00	0,00	0,00
		Moyenne	0,00	0,00	0,00	0,00
	Rejet	1	0,00	0,00	0,00	0,00
		2	0,00	0,00	0,00	0,00
		Moyenne	0,00	0,00	0,00	0,00
	Contrôle	1	0,00	0,00	0,00	0,00
		2	0,00	0,00	0,00	0,00
		Moyenne	0,00	0,00	0,00	0,00
29-mai	Canal	1	0,00	0,00	0,00	0,00
		2	0,00	0,00	0,00	0,00
		Moyenne	0,00	0,00	0,00	0,00
	Rejet	1	0,00	0,00	0,00	0,00
		2	0,00	0,00	0,00	0,00
		Moyenne	0,00	0,00	0,00	0,00
	Contrôle	1	0,00	0,00	0,00	0,00
		2	0,00	0,00	0,00	0,00
		Moyenne	0,00	0,00	0,00	0,00

Tableau 3.3 : Abondances (ind.m⁻³) des œufs (NE, Non Embryonnés ; E, Embryonnés) et des larves de limande sur le site du CNPE de Penly en 2012

En 2012, ce sont des œufs non embryonnés qui ont été observés et uniquement pendant la campagne du 28 mars (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.

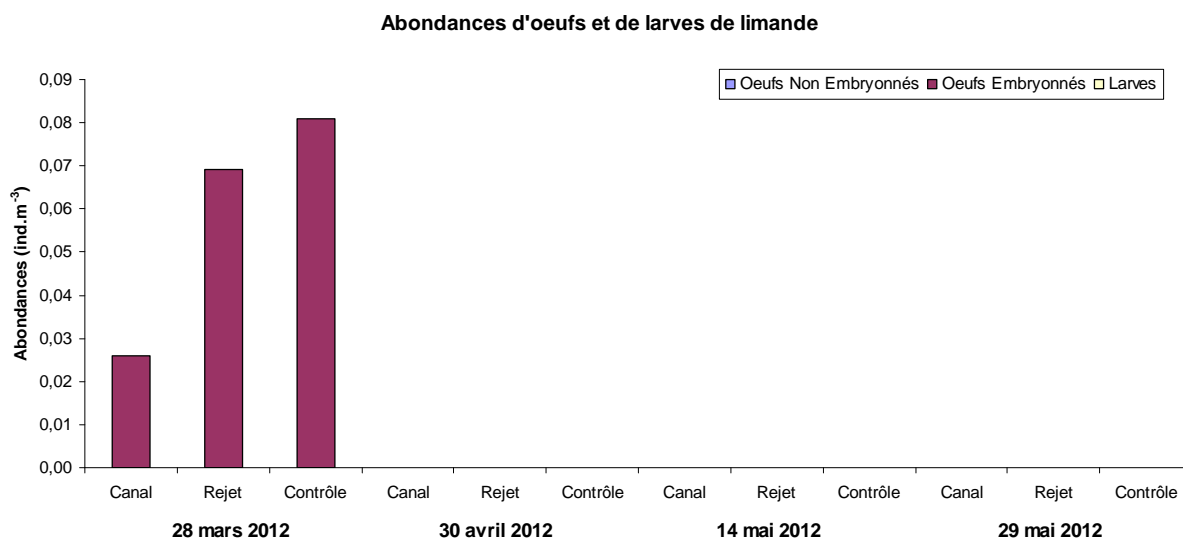


Figure 3.4 : Abondances (moyennes sur les deux répliquats) d'œufs et de larves de limande sur le site du CNPE de Penly en 2012 en fonction de la date et du point de prélèvement

3.1.2.3.b Les oeufs et larves depuis 1978

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

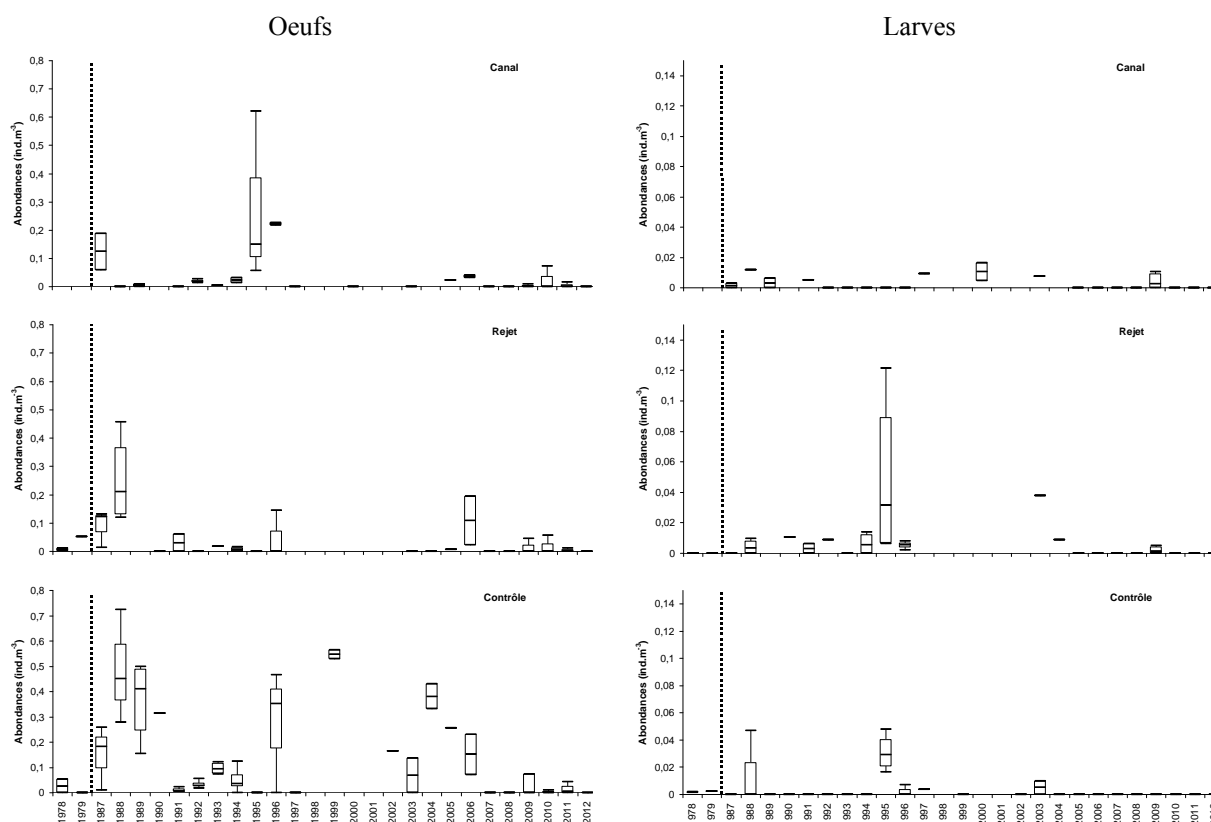


Figure 3.5 : Abondances (log-transformées) observées entre avril et mai des œufs (gauche) et larves (droite) de limande sur le site du CNPE de Penly depuis 1978 aux points *canal* (haut), *rejet* (milieu) et *contrôle* (bas)

3.1.2.4. Le sprat (*S. sprattus*)

3.1.2.4.a Les œufs et larves en 2012

Les abondances d'œufs et de larves de sprat observées sur le site du CNPE de Penly en 2012 sont présentées dans le tableau 3.4.

Date	Point	Replicats	Total œufs	Œufs NE	Œufs E	Larves
28-mars	Canal	1	0,00	0,00	0,00	0,00
		2	0,00	0,00	0,00	0,00
		Moyenne	0,00	0,00	0,00	0,00
	Rejet	1	0,05	0,03	0,03	0,00
		2	0,01	0,00	0,01	0,00
		Moyenne	0,03	0,01	0,02	0,00
	Contrôle	1	0,00	0,00	0,00	0,00
		2	0,00	0,00	0,00	0,00
		Moyenne	0,00	0,00	0,00	0,00
30-avr	Canal	1	0,00	0,00	0,00	0,03
		2	0,01	0,00	0,01	0,04
		Moyenne	0,01	0,00	0,01	0,03
	Rejet	1	0,00	0,00	0,00	0,08
		2	0,00	0,00	0,00	0,06
		Moyenne	0,00	0,00	0,00	0,07
	Contrôle	1	0,00	0,00	0,00	0,01
		2	0,00	0,00	0,00	0,01
		Moyenne	0,00	0,00	0,00	0,01
14-mai	Canal	1	0,01	0,00	0,01	0,05
		2	0,00	0,00	0,00	0,07
		Moyenne	0,00	0,00	0,00	0,06
	Rejet	1	0,00	0,00	0,00	0,05
		2	0,00	0,00	0,00	0,06
		Moyenne	0,00	0,00	0,00	0,05
	Contrôle	1	0,02	0,01	0,01	0,05
		2	0,00	0,00	0,00	0,04
		Moyenne	0,01	0,00	0,01	0,04
29-mai	Canal	1	0,00	0,00	0,00	0,07
		2	0,00	0,00	0,00	0,17
		Moyenne	0,00	0,00	0,00	0,12
	Rejet	1	0,00	0,00	0,00	0,03
		2	0,00	0,00	0,00	0,01
		Moyenne	0,00	0,00	0,00	0,02
	Contrôle	1	0,00	0,00	0,00	0,03
		2	0,00	0,00	0,00	0,04
		Moyenne	0,00	0,00	0,00	0,04

Tableau 3.4 : Abondances (ind.m⁻³) des œufs (NE, Non Embryonnés ; E, Embryonnés) et des larves de sprat sur le site du CNPE de Penly en 2012

En 2012, de faibles abondances d'œufs ont été observées au point *rejet* lors de la campagne du 28 mars. Ensuite, ce sont majoritairement des larves qui ont été observées à partir de la campagne du 30 avril (figure 3.6). Il n'y a pas de différence claire entre les différents points avec une alternance d'abondances fortes et faibles.

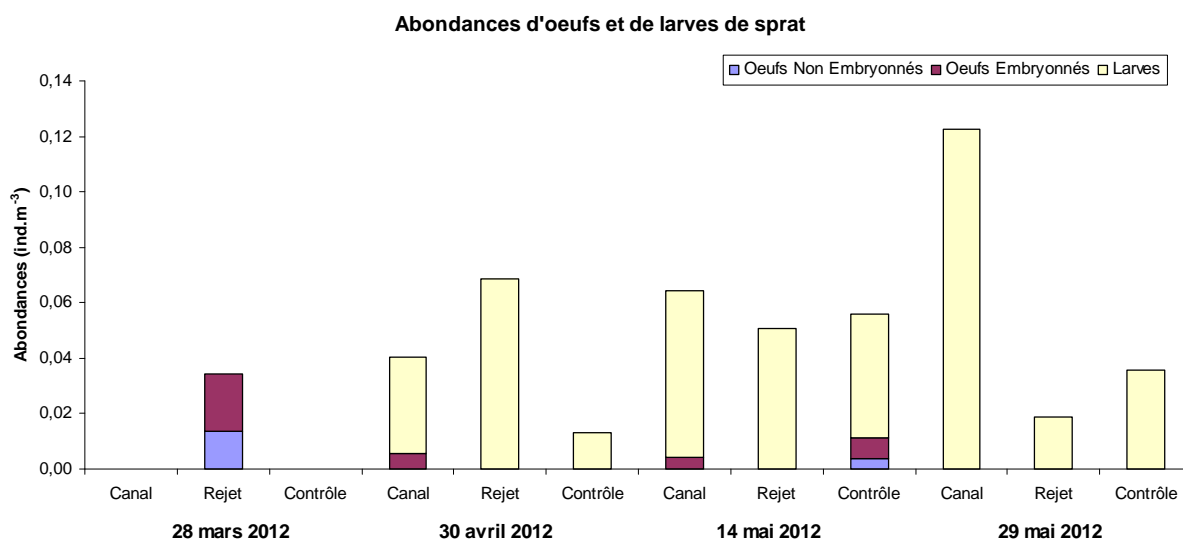


Figure 3.6 : Abondances (moyennes sur les deux répliquats) d'œufs et de larves de sprat sur le site du CNPE de Penly en 2012 en fonction de la date et du point de prélèvement

3.1.2.4.b Les œufs et larves depuis 1978

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

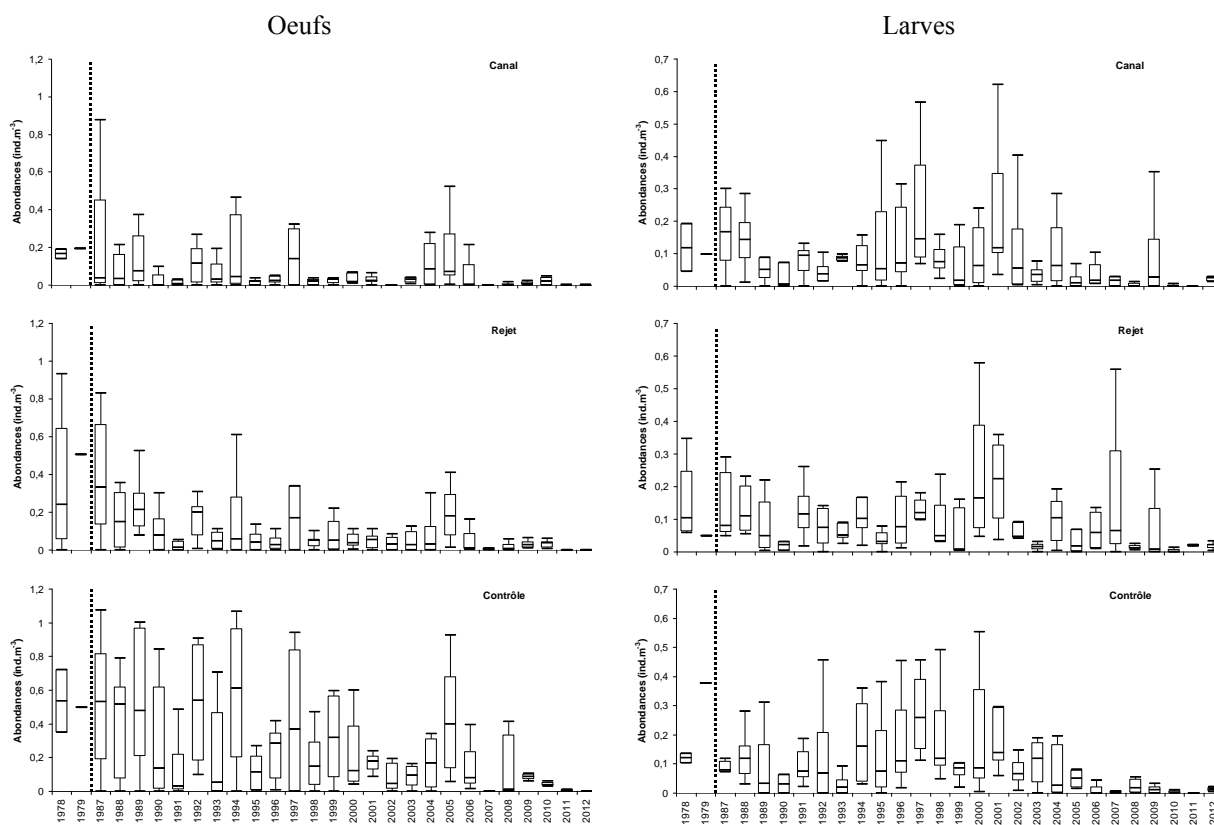


Figure 3.7 : Abondances (log-transformées) observées entre avril et juin des œufs (gauche) et larves (droite) de sprat sur le site du CNPE de Penly depuis 1978 aux points *canal* (haut), *rejet* (milieu) et *contrôle* (bas)

Pour les œufs, il y a une différence significative ($p < 0,001$) à la fois entre les points et entre les années avec de nouveau des abondances plus élevées au point contrôle qu'aux points *rejet* et *canal*. Au point *contrôle*, les abondances les plus fortes ont été observées principalement au début de la série entre 1978 et 2000 tandis que les abondances les plus faibles l'ont été notamment lors des quatre dernières années. Aux points *rejet* et *canal*, des abondances très faibles ont été observées entre 1995 et 2003 et depuis 2007.

Pour les larves, il n'y a pas de différence significative dans l'évolution des abondances entre les trois points ($p > 0,05$). Les abondances les plus fortes ont été observées au milieu de la série entre 1994 et 2002 tandis que les abondances les plus faibles ont été observées ces dernières années depuis 2006.

3.1.2.5. La sardine (*S. pilchardus*)

3.1.2.5.a Les œufs et larves en 2012

Les abondances d'œufs et de larves de sardine observées sur le site du CNPE de Penly en 2012 sont présentées dans le tableau 3.5.

Date	Point	Replicats	Total œufs	Œufs NE	Œufs E	Larves
29-mars	Canal	1	0,00	0,00	0,00	0,00
		2	0,00	0,00	0,00	0,00
		Moyenne	0,00	0,00	0,00	0,00
	Rejet	1	0,00	0,00	0,00	0,00
		2	0,00	0,00	0,00	0,00
		Moyenne	0,00	0,00	0,00	0,00
	Contrôle	1	0,00	0,00	0,00	0,00
		2	0,00	0,00	0,00	0,00
		Moyenne	0,00	0,00	0,00	0,00
13-avr	Canal	1	0,63	0,61	0,02	0,00
		2	0,73	0,67	0,06	0,00
		Moyenne	0,68	0,64	0,04	0,00
	Rejet	1	0,22	0,13	0,09	0,00
		2	2,03	1,88	0,15	0,00
		Moyenne	1,13	1,01	0,12	0,00
	Contrôle	1	1,87	1,75	0,12	0,00
		2	2,79	2,59	0,20	0,00
		Moyenne	2,33	2,17	0,16	0,00
11-mai	Canal	1	0,02	0,00	0,02	0,00
		2	0,03	0,00	0,03	0,00
		Moyenne	0,03	0,00	0,03	0,00
	Rejet	1	0,02	0,00	0,02	0,00
		2	-	-	-	-
		Moyenne	0,02	0,00	0,02	0,00
	Contrôle	1	0,00	0,00	0,00	0,00
		2	0,04	0,00	0,04	0,00
		Moyenne	0,02	0,00	0,02	0,00
10-juin	Canal	1	0,42	0,42	0,00	0,00
		2	0,29	0,00	0,29	0,00
		Moyenne	0,36	0,21	0,15	0,00
	Rejet	1	0,00	0,00	0,00	0,00
		2	0,00	0,00	0,00	0,00
		Moyenne	0,00	0,00	0,00	0,00
	Contrôle	1	0,01	0,00	0,01	0,00
		2	0,00	0,00	0,00	0,00
		Moyenne	0,01	0,00	0,01	0,00

Tableau 3.5 : Abondances (ind.m⁻³) des œufs (NE, Non Embryonnés ; E, Embryonnés) et des larves de sardine sur le site du CNPE de Penly en 2012

En 2012, ce sont principalement des œufs non embryonnés qui ont été observés pour la sardine lors de la campagne du 30 avril (figure 3.8). De très faibles abondances d'œufs embryonnés ont ensuite été observées lors de la campagne du 29 mai et aucune larve n'a été observée en 2012.

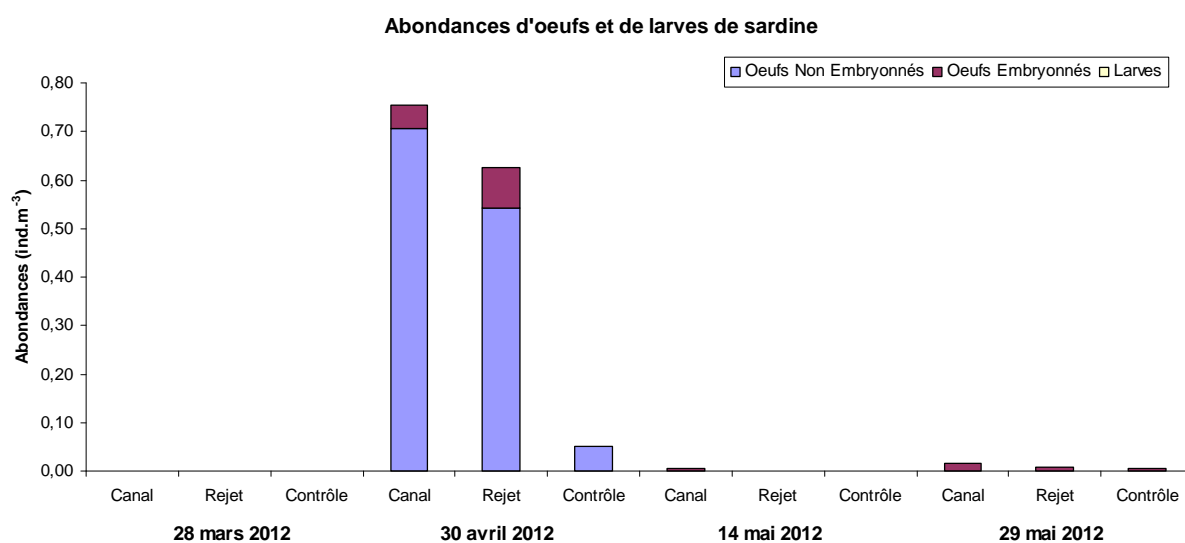


Figure 3.8 : Abondances (moyennes sur les deux répliquats) d'œufs et de larves de sardine sur le site du CNPE de Penly en 2012 en fonction de la date et du point de prélèvement

3.1.2.5.b Les œufs et larves depuis 1978

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

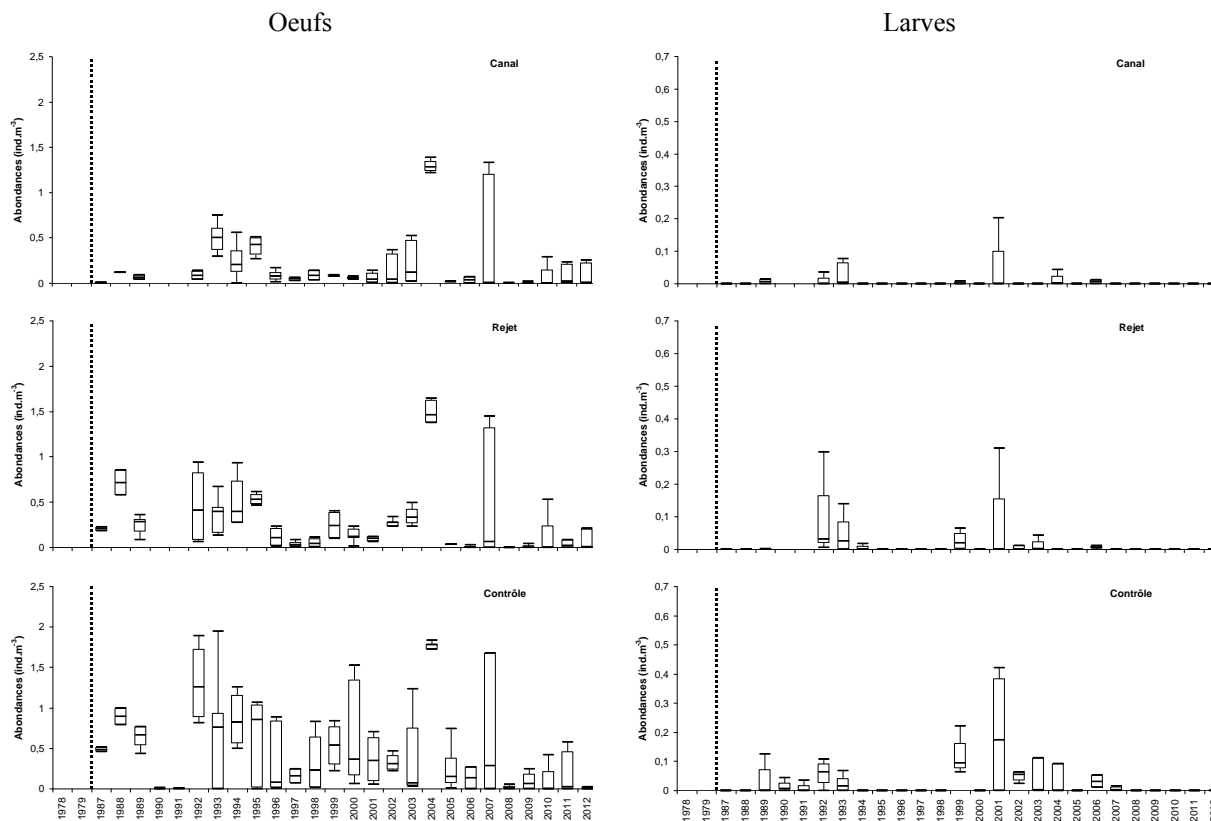


Figure 3.9 : Abondances (log-transformées) observées entre avril et juin des œufs (gauche) et larves (droite) de sardine sur le site du CNPE de Penly depuis 1978 aux points *canal* (haut), *rejet* (milieu) et *contrôle* (bas)

Pour les œufs, il y a une différence significative ($p < 0,01$) entre le point *contrôle* où les abondances sont plus élevées et les point *rejet* et *canal*. Pour le point *contrôle*, les abondances étaient plus élevées au début de la série qu'à la fin (environ depuis 2000).

Pour les larves, il y a également une différence significative entre le point *contrôle* et les deux autres points ($p < 0,001$). Cependant, les abondances restent très faibles et sont à interpréter en terme d'occurrence, avec deux périodes de présence au point *contrôle* entre 1988 et 1993 et entre 1999 et 2006.

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 2012 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 27 août 2012, malgré des conditions météorologiques très difficiles.

Cinquante traits de chalut ont été réalisés dans la zone d'étude (figure 3.15) dont :

- 34 à bord du chalutier *ANTARES*, avec un chalut à perche de 3 mètres.
- 16 à bord du chalutier *FILOU*, 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.

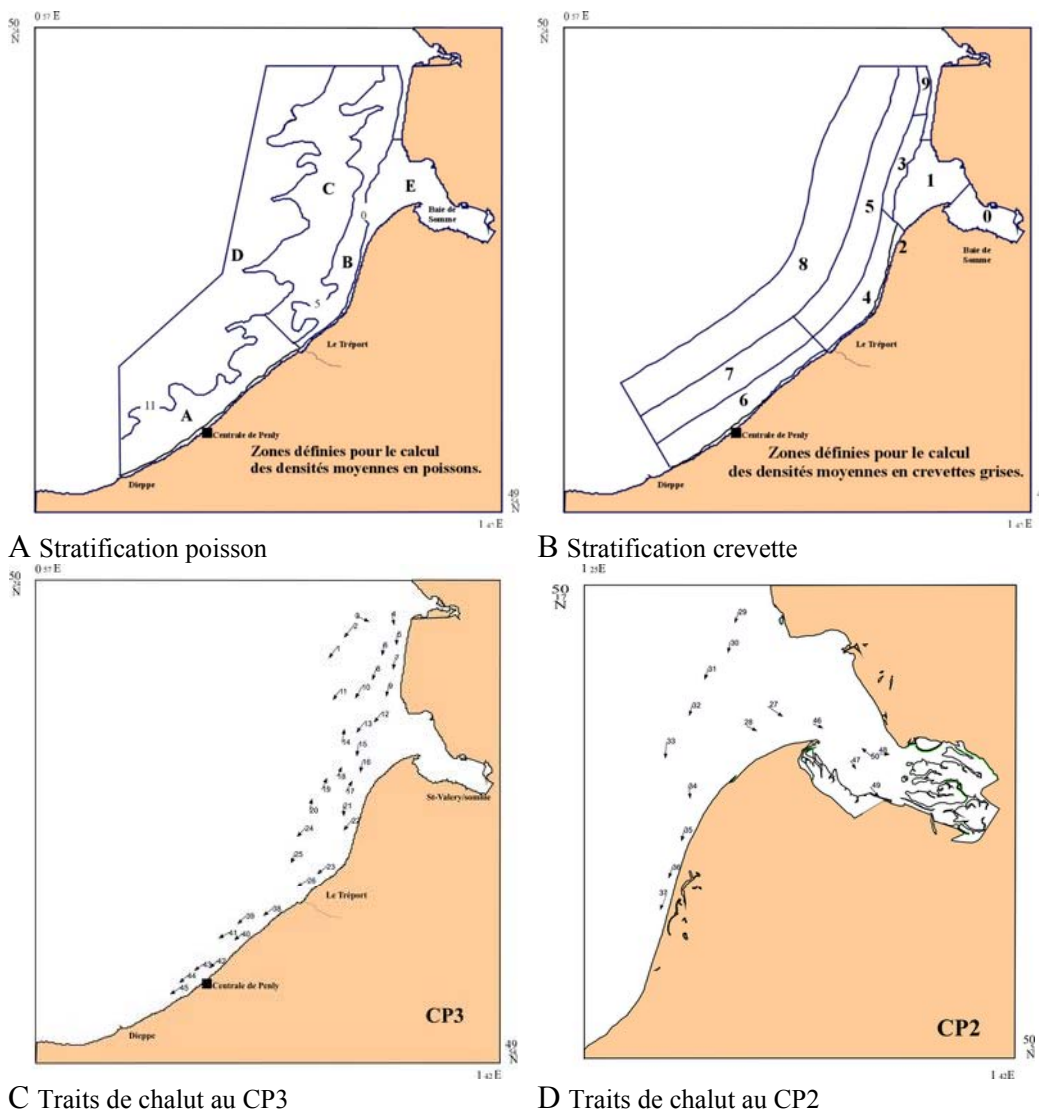


Figure : 3.15 : Zones définies pour le calcul des densités moyennes et positions des chalutages en 2012

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.

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^{er} 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 m² 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 3.16).

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 m²

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 m²) de la zone j

d_j = densité des individus (par 1000 m²) 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 (m²) (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 m²

avec :

n_j = nombre d'individus estimés pour la zone j

S_j = surface de la zone j (en m²)

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 2012, l'indice d'abondance global du groupe 0 est de 0,19 ind./1000 m² (figure 3.16). Cet indice est du même ordre de grandeur que celui constaté en 2011. Les juvéniles du groupe 0 sont classiquement cantonnés aux abords de la baie de Somme (strate E) avec une densité de 3,71 ind./1000 m² (Annexe 1).

Pour les individus du groupe 1 répartis, cette année, sur l'ensemble de la zone prospectée mais en densité plus importante à proximité de la baie et son abord immédiat (strates B et E dominantes), l'indice d'abondance sur l'ensemble du secteur est de 0,17 ind./1000 m².

Quelques individus plus âgés (groupe 2 et 3+) ont été observés dans les strates A, B et E.

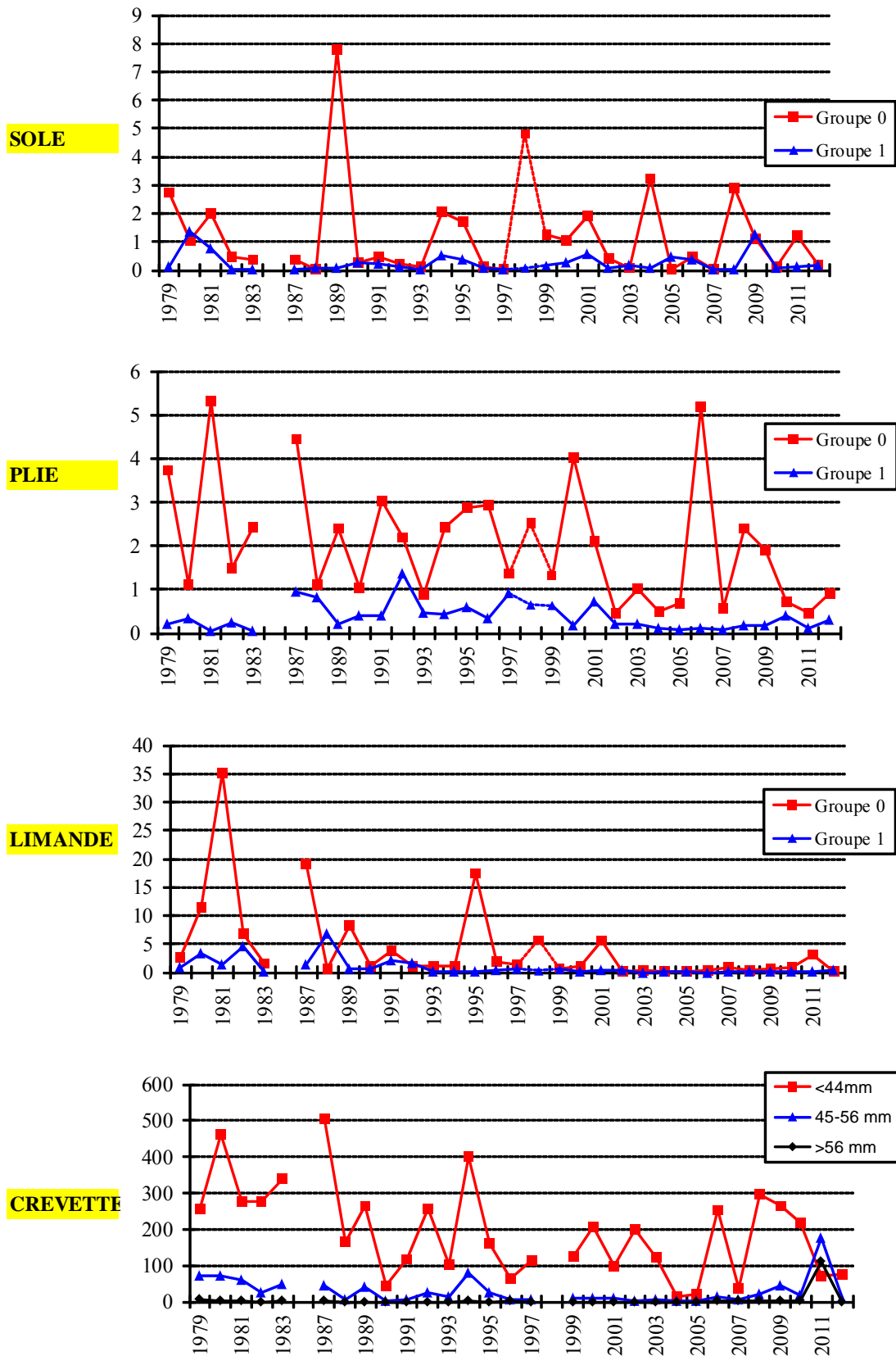


Figure 3.16 : Densité moyenne (nombre d'individus pour 1 000 m²).
 (Les valeurs de 1998 sont estimées pour les poissons, sauf pour la crevette où elles sont manquantes)

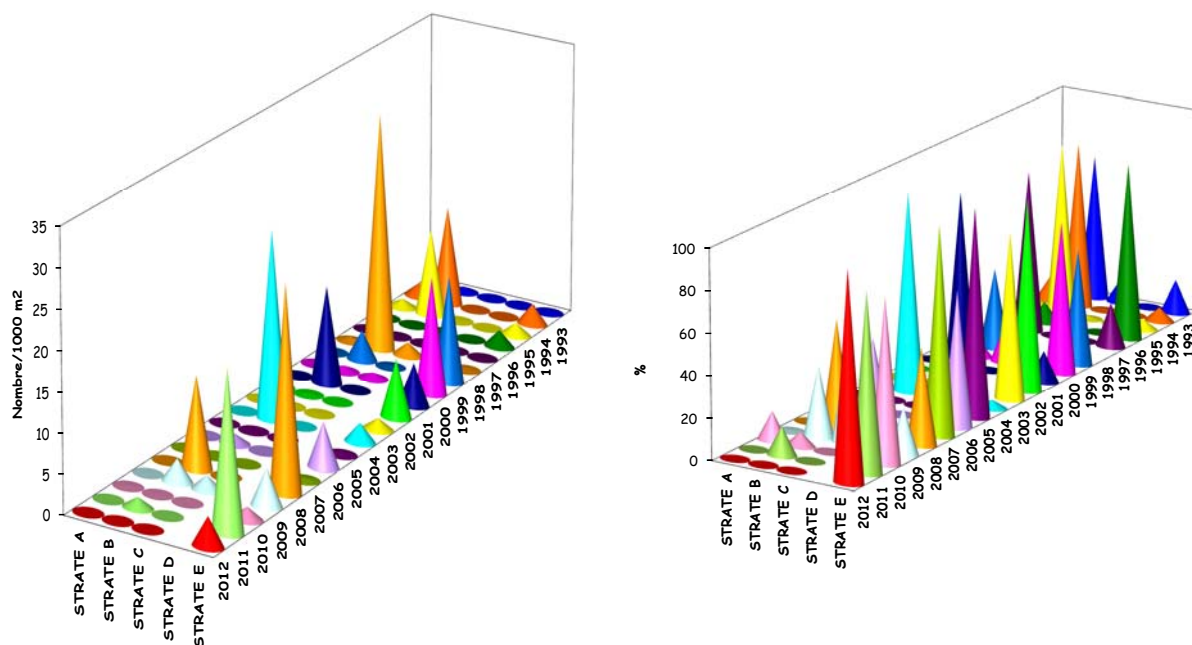


Figure 3.17 : répartition par strates des soles du groupe 0 (Strate E non représentative en 1998)

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 nourriceries.

L'indice d'abondance du groupe 0 est globalement de 0,93 ind./1000 m² (figure 3.16). Cette valeur apparaît en hausse comparée aux observations de 2011. C'est au niveau des eaux peu profondes que domine pratiquement toujours le groupe 0. Les abondances observées sont de 12,83 ind./1000 m² pour la strate E et de 1,57 ind./1000 m² pour la strate B (figure 3.18). Le groupe 1 présente un indice total de 0,30 ind./1000 m², supérieur à celui constaté en 2011. La strate dominante est la strate A.

Les individus plus âgés (groupes 2 et 3+) fréquentent les eaux plus profondes (strate A).

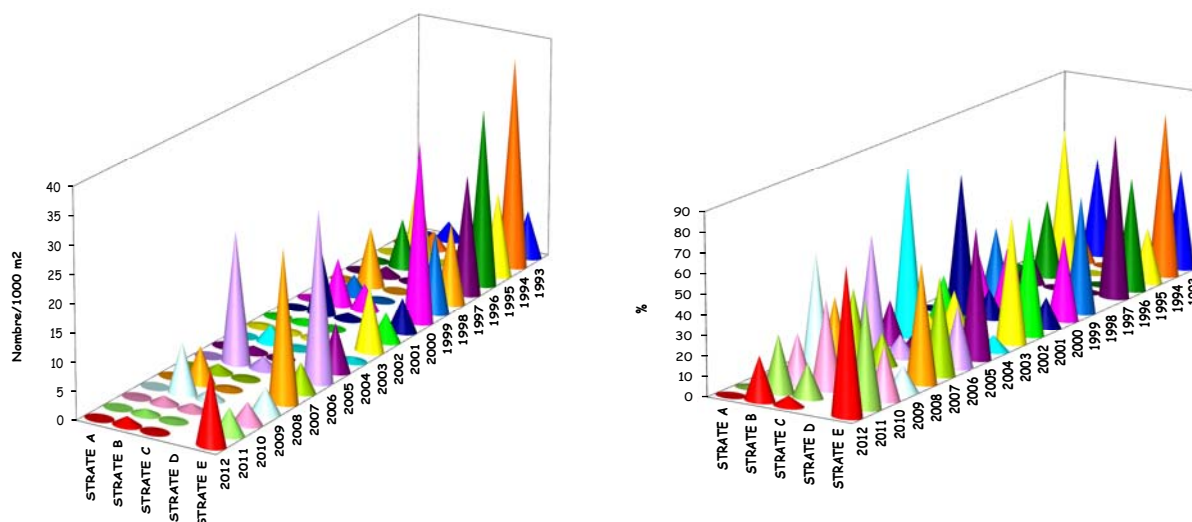


Figure 3.18 : répartition par strates des plies du groupe 0 (Strate E non représentative en 1998)

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 ($0,12 \text{ ind./1000 m}^2$) et son indice global de $0,02 \text{ ind./1000 m}^2$ situe l'abondance 2012 à un niveau nettement inférieur à celui constaté en 2011 (figures 3.16 et 3.19).

Le groupe 1 se situe essentiellement dans la strate B ($1,75 \text{ ind./1000 m}^2$) et présente un indice d'abondance élevé qui correspond à l'indice du groupe 0 en 2011 particulièrement fort.

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

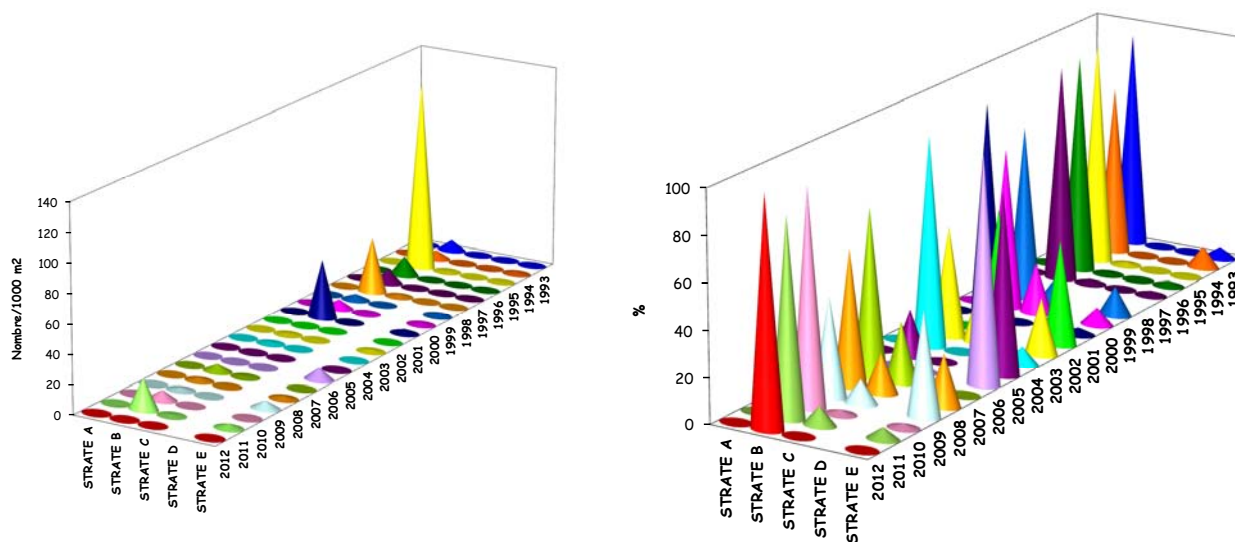


Figure 3.19 : répartition par strates des limandes du groupe 0 (Strate E non représentative en 1998)

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

Les barbues du groupe 0 ont été capturées dans la strate E. Quelques individus du groupe 1 ont été pêchés dans la strate B. La densité moyenne totale sur l'ensemble de la zone est inférieure à 0,01 ind./1000 m².

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

Les turbots du groupe 0 ont été capturés uniquement dans la strate E. 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 0,04 ind./1 000 m².

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

Contrairement à l'année précédente, des flets du groupe 0 ont été observés cette année, uniquement dans la strate E (0,23 ind./1 000 m²). Les individus du groupe 1 ont été capturés dans les strates B et E. La densité moyenne totale sur l'ensemble de la zone est de 0,02 ind./1000 m².

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.

La densité moyenne totale sur l'ensemble de la zone est de 0,10 ind./1000 m². Les individus du groupe 1+ ont été capturés dans les strates B et E.

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

Pour cette espèce pélagique, seuls des juvéniles du groupe 1+ ont pu être observés, situés essentiellement dans la baie de Somme ou ses abords immédiats, avec une densité moyenne globale de 0,39 ind./1000 m².

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 à l'extérieur de la Baie de Somme, avec un indice d'abondance de 0,03 ind./1000 m². Les individus d'âge supérieur (groupes 1) ont tous été observés dans ce même secteur.

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

Les individus pêchés appartiennent tous au groupe 0 et se répartissent sur l'ensemble de la zone explorée, avec une prédilection pour les strates B et E. La densité moyenne totale sur l'ensemble de la zone est de 0,19 ind./1000 m².

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 ne feront l'objet d'aucun commentaire, seuls leurs noms et leurs indices d'abondance sont présentés en annexe 6.

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 2012, la densité moyenne globale sur l'ensemble du secteur est de 84,2 ind./1000 m². Elle est en nette baisse comparée aux observations de 2011 (357,9 ind./1000 m²) (figure 3.16). Il est à remarquer une baisse des effectifs des groupes de taille les plus grandes. L'essentiel des captures a été réalisé à l'intérieur de la Baie de Somme (strates 0 et 1) ou dans ses abords immédiats (strates 2 et 9), comme au cours des années précédentes. Une tendance à la diminution de cette population apparaît cette année, elle est à mettre en relation avec des observations plus générales montrant une baisse des captures professionnelles dans cette zone.

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 2012, les indices d'abondance les plus élevés sont observés dans la strate B avec 0,19 ind./1000 m², ce qui représente 91,18 % de l'abondance totale.

3.3. Conclusion

En 2012, sur les quatre espèces ciblées de l'ichtyoplancton, seules la sole et le sprat étaient abondants sur le site du CNPE de Penly avec majoritairement une phase œuf pour la sole et une phase larve pour le sprat. Des abondances très faibles ont été observées pour les œufs de limande et de sardine et aucune larve n'a été observée.

Pour la limande, il faut rappeler qu'un doute important subsiste quant à l'identification visuelle des œufs. En effet, les œufs de limande peuvent être aisément 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).

La dominance des œufs et larves pour la sole et le sprat sur le CNPE de Penly se retrouve également sur le long terme depuis 1978. Ce sont deux espèces qui sont bien implantées sur ce site contrairement à la sardine et à la limande qui peuvent être considérées comme anecdotiques sauf peut être pour les œufs de sardine.

La sole et le sprat montrent des dynamiques différentes dans le temps et dans l'espace avec notamment pour la sole une différence entre les trois points non significative pour les œufs et significative pour les larves et inversement pour le sprat. Lorsqu'une différence significative est constatée, elle concerne le point contrôle qui est différent des points rejet et canal et montre des

abondances plus élevées. Ce gradient côte-large est probablement dû à la dilution dans la masse d'eau des concentrations d'œufs et de larves au cours de leur dérive depuis le large vers la côte.

Enfin, il faut noter comme à chaque fois 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 va être nécessaire scientifiquement à l'avenir de prendre en compte la présence de ces autres espèces.

La stratégie d'échantillonnage stratifié de la macrofaune halieutique a été maintenue et le plan d'échantillonnage prévu a pu être réalisé en 2012, malgré les conditions météorologiques défavorables rencontrées pendant la campagne de prospection.

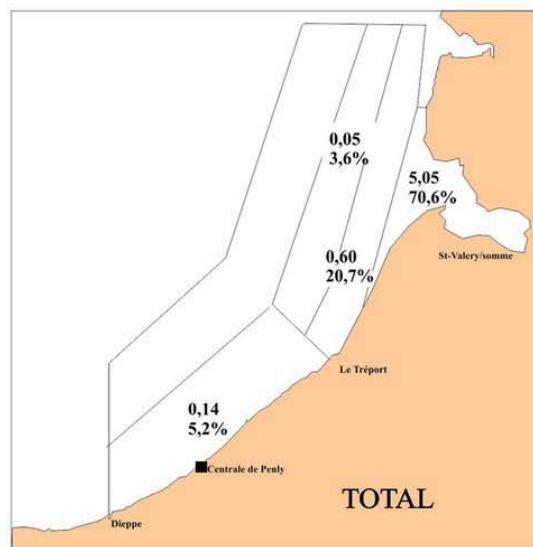
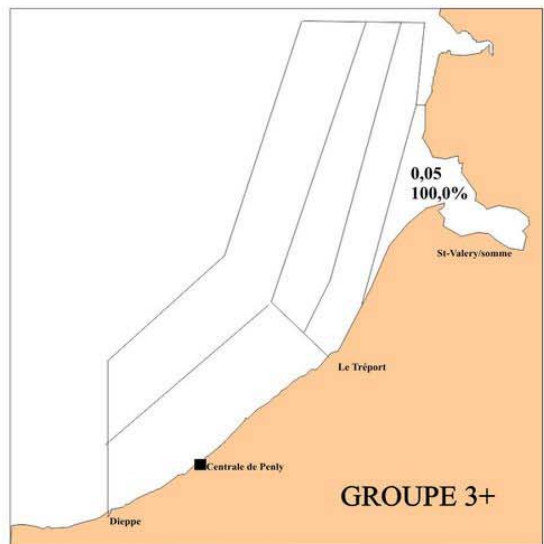
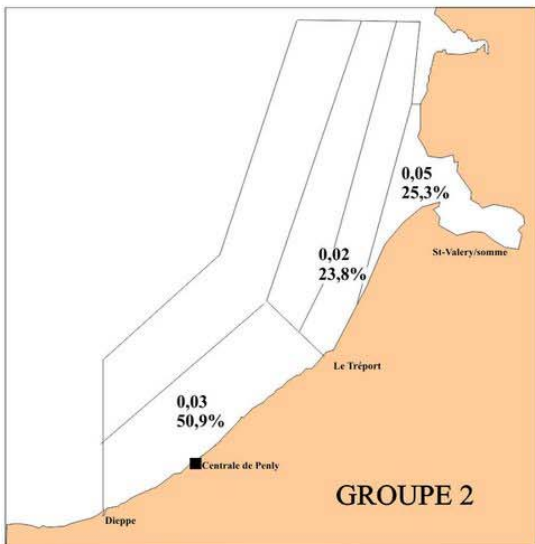
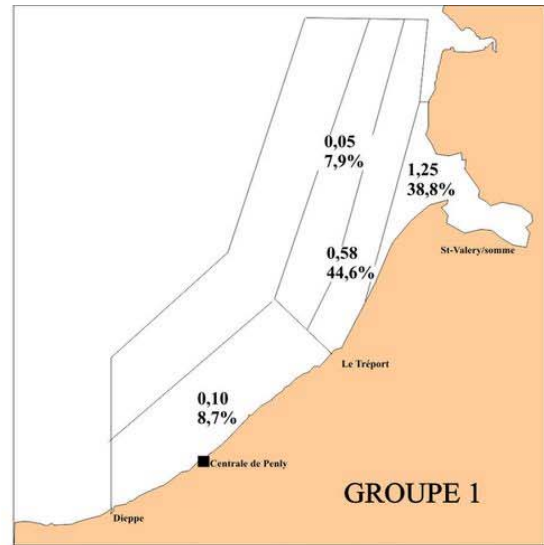
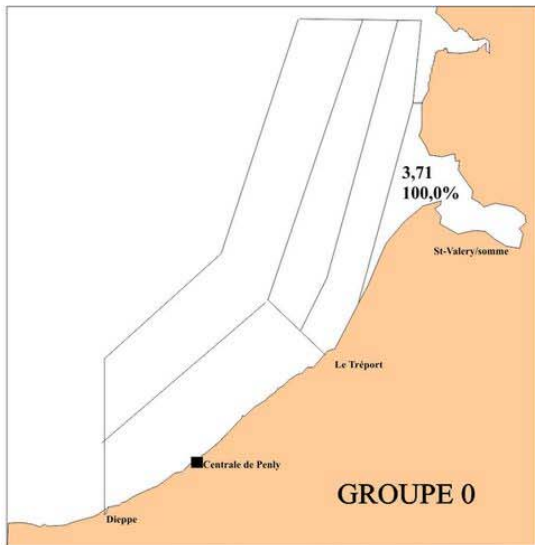
Lors de cette campagne, il a été observé des indices de juvéniles de soles et de limandes en baisse et un indice de juvéniles de plies supérieur par rapport à 2011. Toutefois ces indices de juvéniles restent dans l'intervalle des valeurs enregistrées depuis le début de cette étude du site. La répartition 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 à proximité immédiate de la baie (strate B) pour les jeunes limandes qui affectionnent des eaux plus profondes.

La densité globale en crevettes grises observée en 2012 marque une nette diminution 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 97,0% 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 2012 sont dans l'intervalle des valeurs enregistrées précédemment. Leur répartition géographique reste similaire à celle observée depuis le début de l'étude.

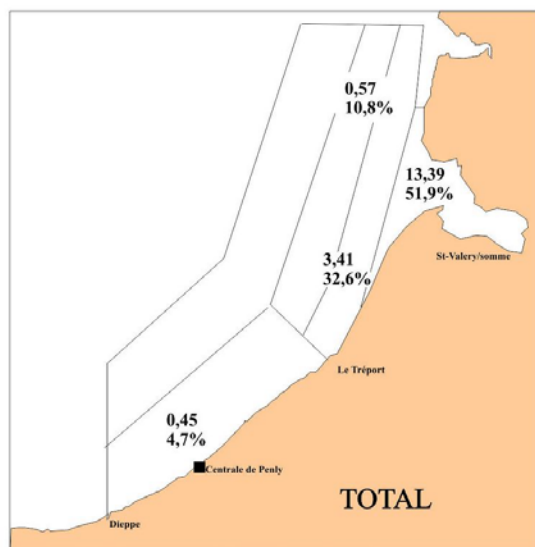
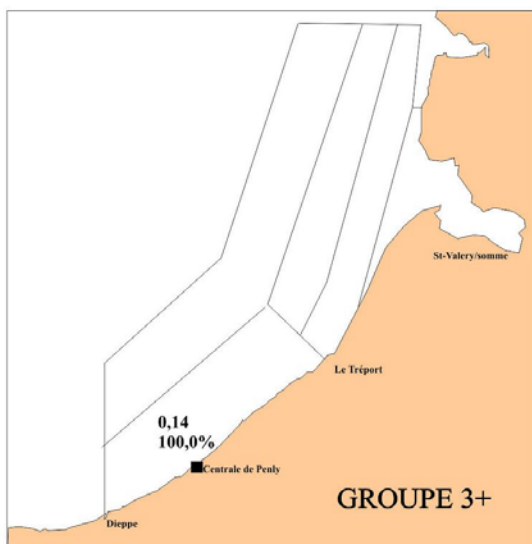
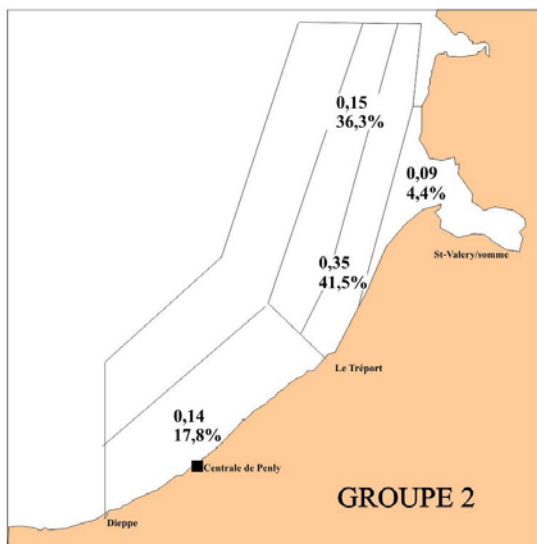
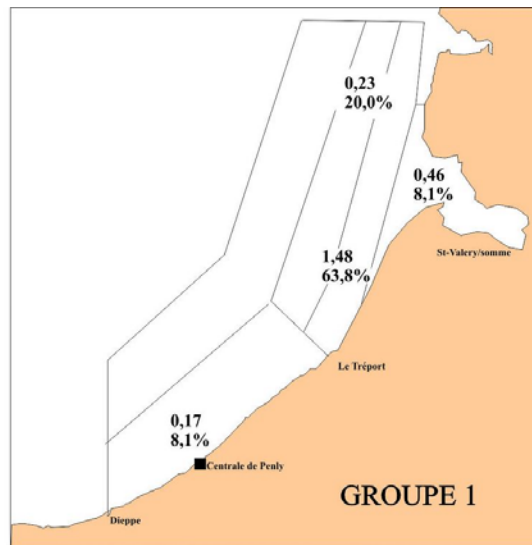
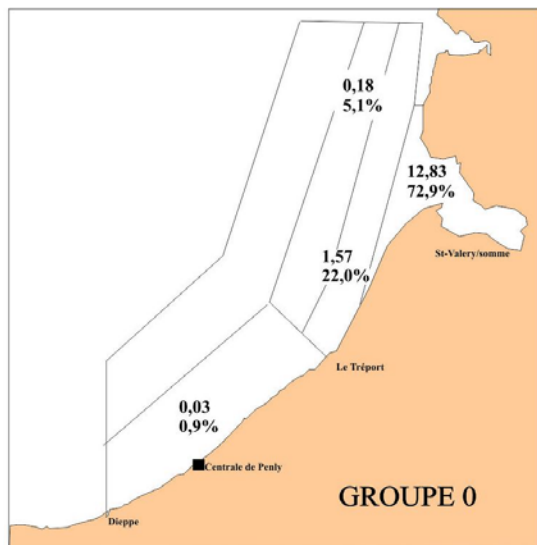
3.4. Annexes

Distributions spatiales des principales espèces et productions par zones

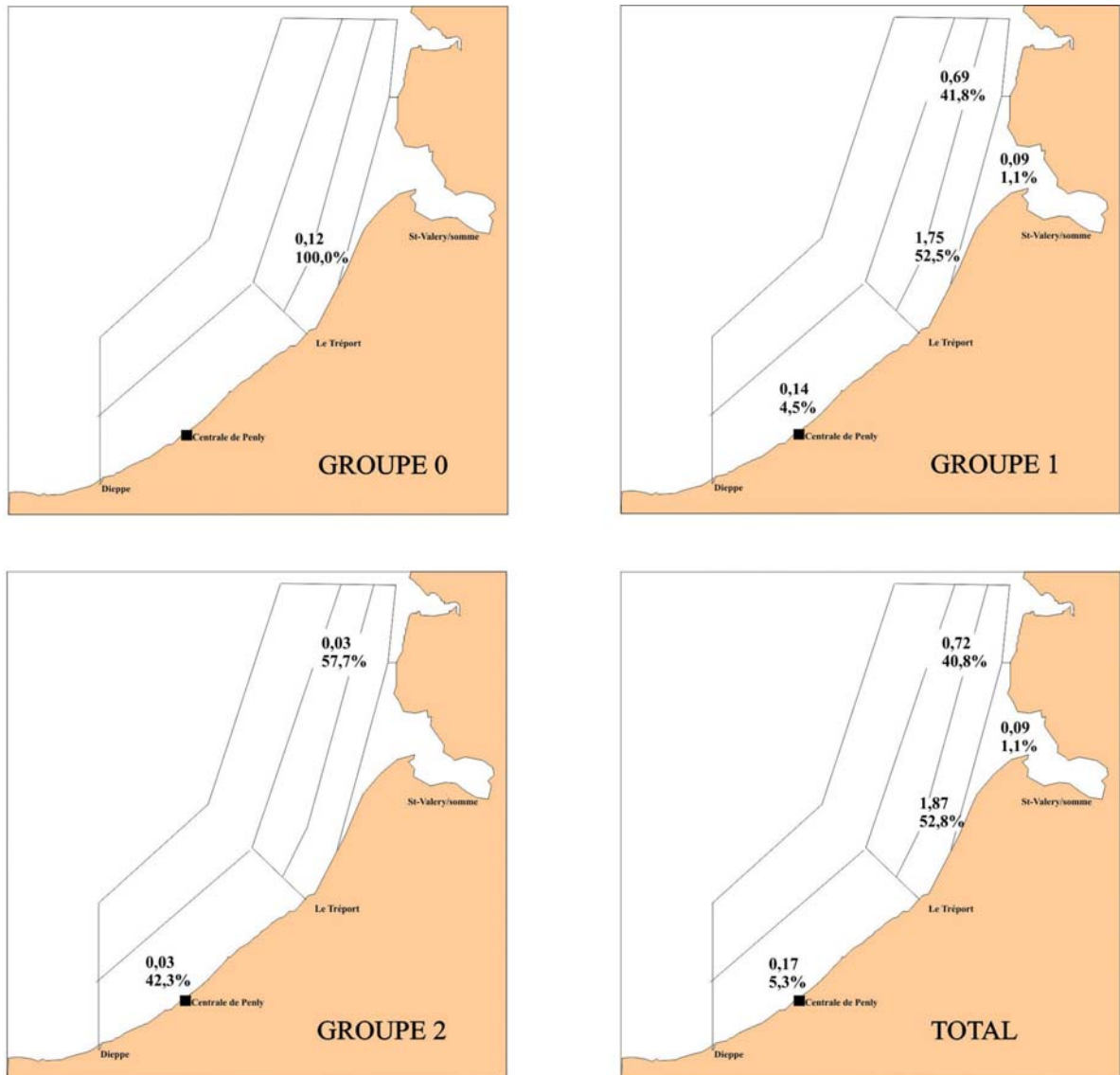


Annexe 1 : SOLE – aout 2012

Densités moyennes par strates (nb / 1000 m²) et pourcentages par rapport à l'abondance totale

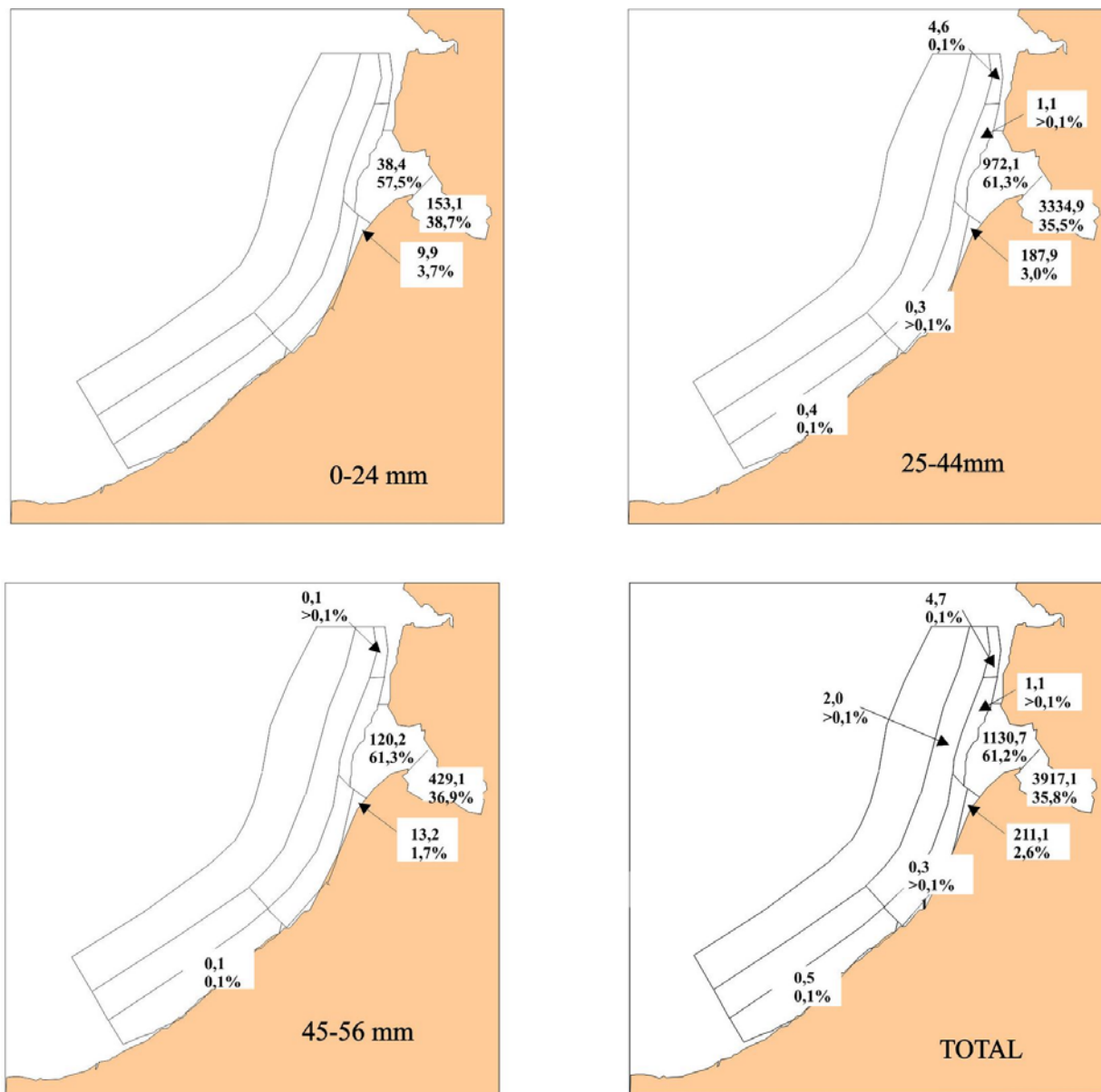


Annexe 2 : PLIE – aout 2012
 Densités moyennes par strates (nb / 1000 m²) et pourcentages par rapport à l'abondance totale



Annexe 3 : LIMANDE – aout 2012

Densités moyennes par strates (nb / 1000 m²) et pourcentages par rapport à l'abondance totale



Annexe 4 : CREVETTE GRISE – aout 2012
Densités moyennes par strates (nb / 1000 m2) 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</i>	souris de mer
ALCYGEL	<i>Alcyonidium</i>	
ALLOSPP	<i>Alloteuthis</i>	petit calmar
AMMOTOB	<i>Ammodytes</i>	équille
ARNOSPP	<i>Arnoglossus spp</i>	arnoglosse
ASTERUB	<i>Asterias rubens</i>	étoile de mer
ATHEPRE	<i>Atherina presbyter</i>	prêtre
BUGLLUT	<i>Buglossidium</i>	petite sole jaune
CALLYR	<i>Callionymus lyra</i>	dragonnet
CARCMÆ	<i>Carcinus maenas</i>	crabe vert
CILIMUS	<i>Ciliata mustela</i>	motelle
CLUPHAR	<i>Clupea harengus</i>	hareng
CORYCAS	<i>Corytes</i>	crabe coryste
COTTIDAX	<i>Cottidae</i>	chabot de mer
CRANCRA	<i>Crangon crangon</i>	crevette grise
DICELAB	<i>Dicentrarchus</i>	bar
DONAX	<i>Donax spp</i>	donace
ECHICOR	<i>Echinocardium</i>	oeuf de grisard
ECHIVIP	<i>Echiichthys vipera</i>	petite vive
ENSISPP	<i>Ensis spp</i>	couteau
EUPABER	<i>Eupagurus</i>	bernard-l'ermite
GALA	<i>Galathea spp</i>	Galathée
GLYCGLY	<i>Glycimeris</i>	amande
GOBIIDAX	<i>Gobiidae</i>	gobie
HIPPSPP	<i>Hippocampus spp</i>	Hippocampe
HYPELAN	<i>Hyperoplus</i>	lançon, équille
LIMALIM	<i>Limanda limanda</i>	limande
LIOCHOL	<i>Liocarcinus</i>	"crabe nageur"
LIOCMAR	<i>Liocarcinus</i>	"crabe nageur"
LIOCSP	<i>Liocarcinus</i>	crabe "nageur"

Code Espèces	Nom Scientifique	Nom Vernaculaire
LUTRLUT	<i>Lutreria lutreria</i>	Lutraire
MACRLON	<i>Macropodia</i>	"Macropodia"
MACRPUB	<i>Macropipus</i>	étrille
MERLMNG	<i>Merlangius</i>	merlan
NASSSPP	<i>Nassarius spp</i>	nasse
NATIALD	<i>Natica alderi</i>	natice
OPHISPP	<i>Ophiuridae</i>	ophiure
PALALON	<i>Palaemon</i>	crevette blanche
PECR	<i>Pectinaria</i>	ver pectinaire
PLATFLE	<i>Platichthys flesus</i>	flet
PLEUPLA	<i>Pleuronectes</i>	plie
PORTLAT	<i>Portumnus</i>	"crabe"
PSAMMIL	<i>Psammechinus</i>	oursin vert
PSETMAX	<i>Psetta maxima</i>	turbot
RAJABRA	<i>Raja brachyura</i>	raie lisse
RAJACLA	<i>Raja clavata</i>	raie bouclée
RAJAMON	<i>Raja montagui</i>	raie douce
RAJASPP	<i>Raja spp</i>	raies
SCOMSCO	<i>Scomber</i>	maquereau
SCOPRHO	<i>Scophthalmus</i>	barbue
SEPIOFF	<i>Sepia officinalis</i>	seiche
SEPISTP	<i>Sepioida spp</i>	sépiole
SOLEVUL	<i>Solea vulgaris</i>	sole commune
SPRASPR	<i>Sprattus sprattus</i>	sprat
SYNGSPP	<i>Syngnathus spp</i>	aiguille de mer
TELISPP	<i>Tellina spp</i>	telline
TRACTRU	<i>Trachurus</i>	chinchard
TRIGLUC	<i>Trigla lucerna</i>	grondin perlon
TRISLUS	<i>Trisopterus</i>	tacaud
ZEUSFAB	<i>Zeus faber</i>	St pierre

Annexe 5 : Table des espèces observées

Code Espèces	Strate A	Strate B	Strate C	Strate E	Totale
ABRAALB	0,00	0,04	0,00	0,09	0,01
AGONCAT	0,03	0,09	0,03	0,79	0,06
ALCYGEL	0,00	0,02	0,00	0,00	<0,01
ALLOSPP	0,17	0,05	0,18	0,19	0,09
AMMOTOB	0,07	0,04	0,21	0,00	0,07
ARNOSPP	0,14	0,34	0,62	0,09	0,23
ASTERUB	0,00	10,95	1,90	0,28	1,93
ATHEPRE	0,07	0,11	0,00	0,14	0,03
BUGLLUT	1,22	9,75	3,31	4,77	2,55
CALLLYR	3,44	9,96	2,88	1,3	2,59
CARMAE	0,00	0,76	0,00	102,39	5,48
CILIMUS	0,00	0,02	0,00	0,09	0,01
CLUPHAR	0,00	2,05	0,18	1,48	0,39
CORYCAS	0,00	0,02	0,00	0,00	<0,01
COTTIDAX	0,00	0,00	0,00	0,05	<0,01
DICELAB	0,03	0,19	0,00	0,79	0,07
DONAX	0,00	0,62	0,13	1,25	0,18
ECHICOR	0,00	90,86	7,78	0,05	13,81
ECHIVIP	1,91	8,32	2,59	28,98	3,55
ENSISPP	0,00	0,02	0,03	0,00	0,01
EUPABER	0,03	4,47	1,95	10,62	1,65
GALA	0,00	0,00	0,03	0,00	0,01
GLYCGLY	0,00	0,00	0,15	0,00	0,04
GOBIIDAX	0,07	0,95	0,21	9,96	0,71
HIPPSPP	0,00	0,12	0,03	0,09	0,03
HYPELAN	0,00	0,04	0,00	0,00	<0,01
LIMALIM	0,17	1,87	0,72	0,09	0,46
LIOCHOL	0,00	0,00	0,00	9,17	0,48
LIOCMAR	0,07	0,07	0,15	0,00	0,06
LIOCSP	0,00	0,16	0,00	2,22	0,14

Code Espèces	Strate A	Strate B	Strate C	Strate E	Totale
LUTRLUT	0,00	0,05	0,05	0,00	0,02
MACRLON	0,07	0,18	0,13	0,00	0,07
MACRPUB	0,00	0,19	0,00	0,05	0,03
MERLMNG	0,10	0,09	0,13	0,00	0,06
NASSSPP	0,14	38,14	12,69	3,06	8,43
NATIALD	0,00	0,05	0,03	0,00	0,01
OPHISPP	0,49	7,20	20,17	0,00	6,25
PALALON	0,00	0,00	0,00	0,05	<0,01
PECR	0,00	0,02	0,00	0,00	<0,01
PLATFLE	0,00	0,02	0,00	0,32	0,02
PLEUPLA	0,45	3,41	0,57	13,39	1,36
PORTLAT	0,00	0,00	0,00	2,08	0,11
PSAMMIL	0,00	3,20	1,10	0,00	0,70
PSETMAX	0,10	0,02	0,05	0,14	0,04
RAJABRA	0,00	0,02	0,00	0,00	<0,01
RAJACLA	0,42	0,56	0,64	1,11	0,36
RAJAMON	0,00	0,02	0,00	0,00	<0,01
RAJASPP	0,00	0,16	0,00	0,00	0,02
SCOMSCO	0,00	0,05	0,03	0,00	0,01
SCOPRHO	0,00	0,02	0,00	0,09	0,01
SEPIOFF	0,00	0,25	0,08	0,00	0,05
SEPISPP	0,03	0,21	0,05	0,23	0,06
SOLEVUL	0,14	0,60	0,05	5,05	0,38
SPRASPR	0,00	0,53	0,10	0,05	0,10
SYNGSPP	0,00	0,04	0,00	0,00	<0,01
TELISPP	0,00	0,00	0,00	0,23	0,01
TRACTRU	0,03	0,11	0,03	0,00	0,03
TRIGLUC	0,03	0,07	0,00	0,83	0,06
TRISLUS	0,38	0,60	0,13	0,46	0,19
ZEUSFAB	0,03	0,00	0,00	0,00	<0,01

Annexe 6 : Densités par strates et sur la totalité du secteur, en nombre d'individus par 1000 m²

Code Espèces	Strate A	Strate B	Strate C	Strate E		Code Espèces	Strate A	Strate B	Strate C	Strate E
ABRAALB	0,00	48,45	0,00	51,55		LUTRLUT	0,00	33,94	66,06	0,00
AGONCAT	7,61	17,76	10,37	64,25		MACRLON	14,83	34,62	50,55	0,00
ALCYGEL	0,00	100,00	0,00	0,00		MACRPUB	0,00	91,18	0,00	8,82
ALLOSPP	27,89	7,81	53,22	11,08		MERLMNG	24,69	19,21	56,10	0,00
AMMOTOB	14,45	6,75	78,8	0,00		NASSSPP	0,23	58,67	39,19	1,91
ARNOSPP	8,59	19,04	70,24	2,13		NATIALD	0,00	50,67	49,33	0,00
ASTERUB	0,00	73,59	25,65	0,76		OPHISPP	1,10	14,94	83,96	0,00
ATHEPRE	31,79	44,52	0,00	23,68		PALALON	0,00	0,00	0,00	100,00
BUGLLUT	6,73	49,59	33,84	9,84		PECR	0,00	100,00	0,00	0,00
CALLLYR	18,72	49,79	28,86	2,63		PLATFLE	0,00	11,84	0,00	88,16
CARCMAE	0,00	1,80	0,00	98,20		PLEUPLA	4,70	32,57	10,84	51,89
CILIMUS	0,00	31,97	0,00	68,03		PORTLAT	0,00	0,00	0,00	100,00
CLUPHAR	0,00	68,04	11,99	19,97		PSAMMIL	0,00	59,04	40,96	0,00
CORYCAS	0,00	100,00	0,00	0,00		PSETMAX	39,05	6,08	35,48	19,39
COTTIDAX	0,00	0,00	0,00	100,00		RAJABRA	0,00	100,00	0,00	0,00
DICELAB	6,86	35,22	0,00	57,92		RAJACLA	16,45	20,48	46,72	16,34
DONAX	0,00	44,68	18,64	36,67		RAJAMON	0,00	100,00	0,00	0,00
ECHICOR	0,00	85,31	14,67	0,02		RAJASPP	0,00	100,00	0,00	0,00
ECHIVIP	7,60	30,4	19,03	42,96		SCOMSCO	0,00	50,67	49,33	0,00
ENSISPP	0,00	25,51	74,49	0,00		SCOPRHO	0,00	31,97	0,00	68,03
EUPABER	0,30	35,09	30,78	33,84		SEPIOFF	0,00	61,51	38,49	0,00
GALA	0,00	0,00	100,00	0,00		SEPISTP	8,47	47,43	23,08	21,02
GLYCGLY	0,00	0,00	100,00	0,00		SOLEVUL	5,21	20,68	3,55	70,55
GOBIIDAX	1,38	17,4	7,53	73,7		SPRASPR	0,00	70,18	27,33	2,49
HIPPSPP	0,00	58,10	24,24	17,66		SYNGSPP	0,00	100,00	0,00	0,00
HYPELAN	0,00	100,00	0,00	0,00		TELISPP	0,00	0,00	0,00	100,00
LIMALIM	5,34	52,84	40,76	1,06		TRACTRU	19,37	54,24	26,4	0,00
LIOCHOL	0,00	0,00	0,00	100,00		TRIGLUC	8,47	15,81	0,00	75,72
LIOCMAR	16,6	15,50	67,9	0,00		TRISLUS	28,46	41,06	17,63	12,85
LIOCSP	0,00	14,98	0,00	85,02		ZEUSFAB	100,00	0,00	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	1+	0,00	2,05	0,18	1,44	0,39
DICELAB	0	0,00	0,00	0,00	0,23	0,01
DICELAB	1	0,00	0,00	0,00	0,56	0,03
DICELAB	2	0,00	0,04	0,00	0,00	>0,01
DICELAB	3+	0,03	0,16	0,00	0,00	0,03
LIMALIM	0	0,00	0,12	0,00	0,00	0,02
LIMALIM	1	0,14	1,75	0,69	0,09	0,43
LIMALIM	2	0,03	0,00	0,03	0,00	0,01
MERLMNG	0	0,07	0,02	0,05	0,00	0,03
MERLMNG	1	0,03	0,07	0,08	0,00	0,03
PLATFLE	0	0,00	0,00	0,00	0,23	0,01
PLATFLE	1	0,00	0,02	0,00	0,09	0,01
PLEUPLA	0	0,00	1,57	0,18	12,83	0,93
PLEUPLA	1	0,17	1,48	0,23	0,46	0,30
PLEUPLA	2	0,14	0,35	0,15	0,09	0,11
PLEUPLA	3+	0,14	0,00	0,00	0,00	0,02
PSETMAX	0	0,00	0,00	0,00	0,14	0,01
PSETMAX	1	0,10	0,02	0,05	0,00	0,03
SCOMSCO	2	0,00	0,02	0,00	0,00	>0,01
SCOMSCO	3+	0,00	0,04	0,03	0,00	0,01
SCOPRHO	0	0,00	0,00	0,00	0,09	>0,01
SCOPRHO	1	0,00	0,02	0,00	0,00	>0,01
SOLEVUL	0	0,00	0,00	0,00	3,71	0,19
SOLEVUL	1	0,10	0,58	0,05	1,25	0,17
SOLEVUL	2	0,03	0,02	0,00	0,05	0,01
SOLEVUL	3+	0,00	0,00	0,00	0,05	>0,01
SPRASPR	1+	0,00	0,53	0,10	0,05	0,10
TRACTRU	0	0,00	0,07	0,00	0,00	0,01
TRACTRU	3+	0,03	0,04	0,03	0,00	0,02
TRIGLUC	0	0,03	0,00	0,00	0,60	0,04
TRIGLUC	1	0,00	0,05	0,00	0,23	0,02
TRIGLUC	2	0,00	0,02	0,00	0,00	>0,01
TRISLUS	0	0,38	0,60	0,13	0,46	0,19
ZEUSFAB	1	0,03	0,00	0,00	0,00	>0,01

Annexe 8 : Densités par groupes, strates et sur la totalité du secteur, en nombre d'individus par 1000 m²

Code Espèces	Groupe	Strate A	Strate B	Strate C	Strate E
CLUPHAR	1+	0,00	68,04	11,99	19,97
DICELAB	0	0,00	0,00	0,00	100,00
DICELAB	1	0,00	0,00	0,00	100,00
DICELAB	2	0,00	100,00	0,00	0,00
DICELAB	3+	19,23	80,77	0,00	0,00
LIMALIM	0	0,00	100,00	0,00	0,00
LIMALIM	1	4,54	52,51	41,82	1,13
LIMALIM	2	42,32	0,00	57,68	0,00
MERLMNG	0	38,51	8,99	52,5	0,00
MERLMNG	1	14,37	26,84	58,78	0,00
PLATFLE	0	0,00	0,00	0,00	100,00
PLATFLE	1	0,00	31,97	0,00	68,03
PLEUPLA	0	0,00	22,02	5,06	72,92
PLEUPLA	1	8,14	63,81	19,97	8,08
PLEUPLA	2	17,77	41,48	36,34	4,41
PLEUPLA	3+	100,00	0,00	0,00	0,00
PSETMAX	0	0,00	0,00	0,00	100,00
PSETMAX	1	48,44	7,54	44,02	0,00
SCOMSCO	2	0,00	100,00	0,00	0,00
SCOMSCO	3+	0,00	40,65	59,35	0,00
SCOPRHO	0	0,00	0,00	0,00	100,00
SCOPRHO	1	0,00	100,00	0,00	0,00
SOLEVUL	0	0,00	0,00	0,00	100,00
SOLEVUL	1	8,69	44,6	7,89	38,82
SOLEVUL	2	50,93	23,77	0,00	25,29
SOLEVUL	3+	0,00	0,00	0,00	100,00
SPRASPR	1+	0,00	70,18	27,33	2,49
TRACTRU	0	0,00	100,00	0,00	0,00
TRACTRU	3+	30,33	28,32	41,35	0,00
TRIGLUC	0	13,41	0,00	0,00	86,59
TRIGLUC	1	0,00	36,06	0,00	63,94
TRIGLUC	2	0,00	100,00	0,00	0,00
TRISLUS	0	28,46	41,06	17,63	12,85
ZEUSFAB	1	100,00	0,00	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
0-24 mm(1)	153.1	38.4	9.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	3.0
25-44 mm(2)	3334.9	972.1	187.9	1.1	0.3	0.0	0.4	0.0	0.0	4.6	72.3
45-56 mm(3)	429.1	120.2	13.2	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.1	8.9
>56 mm(4)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
TOTAL	3917.1	1130.7	211.1	1.1	0.3	0.0	0.5	0.0	0.0	4.7	84.2

Annexe 10 : Densités par strates et sur la totalité du secteur, en nombre d'individus par 1000 m²

Taille	Strate 0	Strate 1	Strate 2	Strate 3	Strate 4	Strate 5	Strate 6	Strate 7	Strate 8	Strate 9
0-24 mm(1)	38.7	57.5	3.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
25-44 mm(2)	35.5	61.3	3.0	<0.01	<0.01	0.0	0.1	0.0	0.0	0.1
45-56 mm(3)	36.9	61.3	1.7	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	<0.01
>56 mm(4)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
TOTAL	35.8	61.2	2.9	<0.01	<0.01	0.0	0.1	0.0	0.0	0.1

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

4. Conclusions

4.1. Hydrologie

L'année 2012 a été caractérisée par des températures de l'air généralement légèrement supérieures comparées aux moyennes mensuelles enregistrées sur la période 1960-2011. Toujours comparée à la période 1960-2011, l'année 2012 a été caractérisée par un excédent de précipitation et notamment au cours du mois d'octobre qui représente désormais le mois le plus pluvieux depuis 1960.

Les températures de l'eau de mer relevées lors de la campagne 2012 ont été généralement supérieures aux médianes pluriannuelles au printemps et inférieures en été et en automne. Un nouveau maximum de température a d'ailleurs été observé au point *rejet* au printemps. Comparé à 2011, les températures de 2012 ont été généralement inférieures aux différents points de suivi au cours des trois saisons. Les écarts thermiques enregistrés entre le *rejet* et les points *canal*, *contrôle* ou *référence* ont généralement dépassé les 3 °C. Dans le cas du couple de points *rejet/référence* au printemps, l'écart est parmi les plus forts écarts thermiques observés depuis le début du programme de surveillance avec 4,2°C. L'étude statistique sur les mesures révèle que la température présente toujours des valeurs significativement plus élevées au point *rejet* qu'aux autres points. Cependant, elles indiquent aussi que l'impact thermique reste géographiquement très limité (absence de différence significative entre les stations *canal* et *contrôle*). Les échantillons prélevés aux abords du *rejet* (quelques dizaines de mètres) présentent depuis plusieurs années des taux de dilution importants (> 75 %).

Les salinités observées lors des campagnes 2012 ont été inférieures aux médianes pluriannuelles sur l'ensemble des points de surveillance en été et supérieures au printemps et en automne. Un nouveau maximum de salinité a été mesuré au point *référence* au printemps. Comparé à 2011, les salinités de 2012 ont été inférieures aux différents points de suivi en été et supérieures au printemps et en automne. 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). A l'exception du printemps, les campagnes n'ont pas été caractérisées en 2012 par la présence du gradient marqué de salinité croissant côte-large. Finalement, les tests statistiques révèlent des différences significatives de salinité qui reflètent la distribution particulière de la salinité liée à la présence du *fleuve côtier* dans cette partie de la côte de Seine Maritime.

Les sels nutritifs mesurés lors des campagnes 2012 présentent généralement une évolution saisonnière classique. Suite à l'augmentation de l'ensoleillement et de la température, les sels nutritifs sont assimilés et consommés par le phytoplancton. Cette année, le développement phytoplanctonique avait certainement déjà débuté lors de la première campagne de surveillance. Les nutriments mesurés présentaient donc des concentrations assez faibles dès le printemps. Ce n'est qu'en automne, principalement sous l'effet de l'activité bactérienne et la dégradation de la matière organique, que les nutriments sont reminéralisés et régénérés dans la colonne d'eau. Cette augmentation des teneurs en nutriments peut alors être à l'origine d'un nouveau bloom phytoplanctonique. Cette année les variations observées entre l'été et l'automne suggèrent que les nutriments comme le phosphate et les sels azotés n'ont probablement pas été fortement consommés en automne. Les faibles valeurs de chlorophylle corroborent cette hypothèse.

En 2012, la mesure de la turbidité est venue remplacer celle des concentrations en MES. Ce paramètre a été caractérisé par des variations spatiales importantes avec en particulier un gradient décroissant côte-large très marqué en été et en automne. Sur le plan temporel, les turbidités se sont avérées plus importantes en automne et en été qu'au printemps.

Les concentrations en trihalométhanes n'ont été suivies qu'au niveau du point *rejet*. Parmi les composés étudiés, seules des traces de bromoforme ont été détectées à des concentrations variant de 1,1 à 4,0 µg/L. Ce niveau de concentrations reste inférieur à 10 µg/L, concentration généralement considérée comme acceptable dans le l'eau de mer.

Les concentrations en hydrazine et éthalonamine ont été suivies toute l'année aux différents points de surveillance. Les concentrations sont généralement restées inférieures au seuil de détection de la méthode, à l'exception du point *contrôle* en automne où la concentration en hydrazine était de 0,20 mg/L.

En conclusion, les données relatives au compartiment hydrologique acquises en 2012 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 classiques. 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 par les activités du CNPE.

4.2. Phytoplancton

L'année 2012, notamment au printemps et en été, a en général été caractérisée par des concentrations en chlorophylle inférieures aux trois années précédentes sur les quatre points échantillonnés. En automne, les valeurs sont sensiblement identiques à celles observées en 2011. Les valeurs ont cette année, varié entre 1,31µg/L sur le point *référence* en automne et 13µg/L sur le point *canal* au printemps.

Les plus fortes abondances de microphytoplancton ont été observées au mois de mars et les plus faibles en septembre. L'abondance minimale des campagnes 2012 a été enregistrée au point *contrôle* avec 13500 cellules par litre en septembre.

Plus de 84% des cellules phytoplanctoniques recensées sur les quatre points et au cours des différentes saisons sont des diatomées. A l'instar des années précédentes, les diatomées dominent largement la communauté phytoplanctonique à proximité de Penly

Les plus fortes abondances de diatomées ont été observées au mois de juin mais les espèces sont réparties selon les points de façon très hétérogène. On note cependant une dominance des *Leptocylindrus* puis des *Guinardia* et des *Thalassionema*.

Au mois de mars et juin, on observe un gradient côte-large de l'abondance microphytoplanctonique.

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 2012 sont comprises entre 112 sur le point *rejet* en juin et 314 sur le point *canal* en septembre.

Les valeurs de Y_{max} en 2012 varient entre 0,39 et 0,64, elles indiquent que lors des trois campagnes, les populations phytoplanctoniques étaient dans un meilleur état physiologique qu'en 2011.

Le cycle saisonnier du phytoplancton ainsi que la structure des communautés phytoplanctoniques observés en 2012 ne présentent pas de caractéristiques pouvant mettre en cause l'activité du CNPE de Penly. Leur évolution dans le temps est en concordance avec celle observée généralement sur la zone côtière de la Manche.

A partir de l'étude des paramètres suivis dans le compartiment phytoplanctonique en 2012, nous ne pouvons donc pas conclure à l'existence d'un déséquilibre du milieu, généré par l'activité du CNPE de Penly.

4.3. Microbiologie

En 2012, les quantités de germes totaux ont été caractérisées au printemps et en automne par une augmentation par rapport à 2011. En mars et en septembre en particulier, ce sont les plus fortes quantités mesurées depuis 1991 sur l'ensemble des points de surveillance, à l'exception du point *contrôle* en septembre. En été, d'importantes quantités ont aussi été observées. Néanmoins, ces valeurs restent encore inférieures à celles mesurées avant 1991. Les augmentations en germes totaux depuis plusieurs années coïncident avec le changement de laboratoire d'analyses. Ceci pourrait contribuer à une évolution des résultats. En outre, du fait que l'augmentation soit observée sur l'ensemble des stations et notamment à la station *référence*, une éventuelle influence des rejets du CNPE de Penly sur la distribution des germes totaux est improbable.

En général, les variations d'abondance de germes revivifiables ont été relativement faibles en 2012 par rapport à 2011. Au printemps les abondances sont restées stables, alors qu'en été et en automne, elles ont respectivement diminuées et augmentées par rapport à l'année passée. Les valeurs observées en 2012 restent généralement inférieures aux médianes pluriannuelles calculées sur la période 1989-2011.

L'identification de vibrions halophiles, selon la méthode EDF, confirme la dominance depuis 1999 de l'espèce *Vibrio alginolyticus* dans les eaux proches de la centrale de Penly. Cette année, *Vibrio parahaemolyticus* a aussi été identifiée en été au point *canal*. Par ailleurs, *Vibrio cholerae* a été détectée dans le milieu, mais il s'agit d'un vibrio *non O1, non O139* ne possédant pas les gènes de la toxique cholérique. L'apparition de ces espèces est nettement plus sporadique que *Vibrio alginolyticus* et les résultats 2012 confirment la domination des peuplements de vibrions halophiles cultivables à 37°C par *Vibrio alginolyticus*.

En conclusion, malgré des abondances encore élevées en germes totaux observées à nouveau cette année, l'étude de l'ensemble des paramètres du compartiment microbiologique indique l'absence d'un déséquilibre significatif du milieu liée à l'activité du CNPE de Penly.

4.4 Zooplancton

Les valeurs de biomasse sestonique observées lors des campagnes de mars étaient dans la moyenne des valeurs observées depuis 1987 ; les valeurs mesurées en juin et septembre étaient plus importantes que celles observées depuis 1987 à la côte et au large respectivement. Le rapport C/N indique la présence de débris végétaux au point référence de septembre (C/N >6) alors que sa valeur aux autres points indique la dominance du zooplancton (C/N ~ 4).

La plus forte abondance zooplanctonique a été enregistrée en juin au point contrôle ce qui constituait l'une des plus fortes abondances estivales pour ce point depuis le début de la série temporelle (1987). En 2012, les abondances zooplanctoniques ont montré une tendance croissante de la côte vers le large en juin et septembre et une tendance inverse en mars. La forte abondance zooplanctonique observée en juin au point contrôle et qui concernait tous les groupes zooplanctoniques (holo et méroplancton) n'est pas expliquée par la biomasse mesurée qui reste faible.

Le méroplancton constitue toujours une composante non négligeable du zooplancton total, 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 (> 60 %) 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 annuelles, leur répartition saisonnière habituelle et sont caractéristiques des milieux côtiers de la Manche et de la baie sud de la Mer du Nord et ne montre donc pas un quelconque effet des rejets de la CNPE de Penly sur ces communautés étudiées.

4.5 Halieutique

En 2012, sur les quatre espèces ciblées de l'ichtyoplancton, seules la sole et le sprat étaient abondants sur le site du CNPE de Penly avec majoritairement une phase œuf pour la sole et une phase larve pour le sprat. Des abondances très faibles ont été observées pour les œufs de limande et de sardine et aucune larve n'a été observée.

Pour la limande, il faut rappeler qu'un doute important subsiste quant à l'identification visuelle des œufs. En effet, les œufs de limande peuvent être aisément 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).

La dominance des œufs et larves pour la sole et le sprat sur le CNPE de Penly se retrouve également sur le long terme depuis 1978. Ce sont deux espèces qui sont bien implantées sur ce site contrairement à la sardine et à la limande qui peuvent être considérées comme anecdotiques sauf peut être pour les œufs de sardine.

La sole et le sprat montrent des dynamiques différentes dans le temps et dans l'espace avec notamment pour la sole une différence entre les trois points non significative pour les œufs et significative pour les larves et inversement pour le sprat. Lorsqu'une différence significative est constatée, elle concerne le point contrôle qui est différent des points rejet et canal et montre des abondances plus élevées. Ce gradient côte-large est probablement dû à la dilution dans la masse d'eau des concentrations d'œufs et de larves au cours de leur dérive depuis le large vers la côte.

Enfin, il faut noter comme à chaque fois 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 va être nécessaire scientifiquement à l'avenir de prendre en compte la présence de ces autres espèces.

La stratégie d'échantillonnage stratifié de la macrofaune halieutique a été maintenue et le plan d'échantillonnage prévu a pu être réalisé en 2012, malgré les conditions météorologiques défavorables rencontrées pendant la campagne de prospection.

Lors de cette campagne, il a été observé des indices de juvéniles de soles et de limandes en baisse et un indice de juvéniles de plies supérieur par rapport à 2011. 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 à proximité immédiate de la baie (strate B) pour les jeunes limandes qui affectionnent des eaux plus profondes.

La densité globale en crevettes grises observée en 2012 marque une nette diminution 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 97,0% 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 2012 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)
Évolution 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.

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/bacdico/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 épidemiol hebd 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.

HERVIO-HEATH, D., COLWELL, R.R., DERRIEN, A., ROBERT-PILLOT, A., FOURNIER, J.M., AND POMMEPUY, M. (2002). Occurrence of pathogenic vibrios in coastal areas of France. Journal of Applied Microbiology. 92: 1123-1135.

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.

MIOSSEC, L. (2002). Les vibrions pathogènes pour l'homme : le risque associé au milieu marin en France. Vibrions et risque sanitaire. Rapport scientifique et technique Ifremer, RST.DEL/02.02/MIC. 48 pp.

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

- QUILICI, M.L., GUENOLE, A., FOURNIER, J.M. (2000). Les infections à vibrions non cholériques en France. Cas identifiés de 1999 à 2001 par le Centre national de référence des Vibrions et du Choléra. Surveillance nationale des maladies infectieuses, 1998-2000. Editeur : InVS, pp. 193-196.
- QUILICI, M.L., FOURNIER, J.M. (2003). Rapport d'activité de l'unité Choléra et des Vibrions pour l'année 2003. Institut Pasteur, Paris.
- QUILICI, M.L., FOURNIER, J.M. (2004). Rapport d'activité de l'unité Choléra et des Vibrions pour l'année 2004. Institut Pasteur, Paris.
- QUILICI, M.L., GUENOLE, A., LEMME, L., FOURNIER, J.M. (2005). Les infections à vibrions non cholériques en France. Cas identifiés de 2001 à 2003 par le Centre national de référence des Vibrions et du Choléra. Surveillance nationale des maladies infectieuses, 2001 à 2003. Editeur : InVS, Maladies d'origines alimentaire, 7 p.
- QUILICI, M.L., FOURNIER, J.M. (2005). Rapport d'activité de l'unité Choléra et des Vibrions pour l'année 2005. Institut Pasteur, Paris.
- 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.
- VAILLANT, V., DE VALK, H., BARON, E. (2005). Morbidité et mortalité dues aux maladies infectieuses d'origine alimentaires en France. 2004. Editeur : InVS, pp. 125-130.
- WEST, P.A., (1989). The human pathogenic vibrios : a public health update with environmental perspectives. *Epidemiol. Infect.* 103 (1), 1-34
- WILHELM (G), 1995.- Contribution a l'étude de l'étrille (*Necora puber*) dans le Mor-Braz : données halieutiques, biologiques et pathologiques.